
**ESTUDIO DE LA SEDIMENTABILIDAD DE LOS SÓLIDOS PRESENTES EN EL TRATAMIENTO
PRIMARIO DEL AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA DE LA CIUDAD DE CALI**

JUAN FELIPE AGUDELO PATIÑO 0841742

ARBHEY EDUARDO ALVEAR DAZA 08434963

UNIVERSIDAD DEL VALLE

FACULTAD DE INGENIERÍA

ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE

PROGRAMA ACADÉMICO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

SANTIAGO DE CALI

2015



**ESTUDIO DE LA SEDIMENTABILIDAD DE LOS SÓLIDOS PRESENTES EN EL TRATAMIENTO
PRIMARIO DEL AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA DE LA CIUDAD DE CALI**

JUAN FELIPE AGUDELO PATIÑO 0841742

ARBHEY EDUARDO ALVEAR DAZA 0843496

DIRECTORA

JENNY A. RODRIGUEZ V., Dra

CODIRECTORA

LISETH ENRIQUEZ C., Ing.

UNIVERSIDAD DEL VALLE

FACULTAD DE INGENIERÍA

ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE

PROGRAMA ACADÉMICO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

SANTIAGO DE CALI

2015

TABLA DE CONTENIDO

1.	RESUMEN.....	9
2.	INTRODUCCIÓN	11
3.	OBJETIVOS.....	12
3.1	OBJETIVO GENERAL	12
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS:	12
4.	MARCO REFERENCIAL	13
4.1	Agua Residual Doméstica	13
4.1.1	Características del agua residual doméstica	14
4.1.2	Factores que afectan las características del ARD	16
4.1.3	Composición del Agua Residual Doméstica	17
4.2	Sólidos en el ARD	22
4.2.1	Sólidos coloidales.....	25
4.2.2	Espectrometría de Difracción por Rayos Laser	26
4.3	Sedimentación	28
4.3.1	Sedimentación de partículas discretas.....	29
4.3.2	Sedimentación de partículas floculentas	29
4.3.3	Sedimentación de partículas floculentas con caída libre.....	30
4.3.4	Sedimentación zonal	32
4.3.5	Sedimentación por compresión.....	32
4.4	Factores que influyen en la sedimentación de sólidos	33
4.4.1	Floculación	33
4.4.2	Temperatura	36
4.4.3	Características hidráulicas.....	37
4.4.4	Características físico-químicas	38
4.5	Ensayos de sedimentación	42
4.5.1	Columna de Sedimentación.....	43
4.5.2	Ensayo de velocidad de sedimentación zonal (VSZ)	45
4.5.3	Ensayo de Floculación.....	47
4.6	Tratamiento primario del agua residual doméstica.....	48
4.6.1	Clarificadores Primarios.....	49
5.	METODOLOGÍA	53
5.1	Descripción del sistema de tratamiento primario del agua residual doméstica en la PTAR-C	54
5.2	Caracterización del ARD de la ciudad de Cali.....	57
5.3	Ensayo de Difracción Laser	59
5.4	Características de sedimentación de los sólidos presentes en el ARD de la ciudad de Cali	59
5.5	Diagnóstico del desempeño de un clarificador primario convencional tratando ARD	62
5.6	Análisis estadístico	63
6.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	64
6.1	CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL AGUA RESIDUAL AFLUENTE A LA PTAR-C	64
6.2	CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL AFLUENTE A LOS CLARIFICADORES	69
6.2.1	Comportamiento de las variables fisicoquímicas	70

6.2.2	Distribución de partículas.....	72
6.3	ENSAYO COLUMNA DE SEDIMENTACIÓN	75
6.3.1	Granulometría	82
6.4	ENSAYO DE FLOCULACIÓN MEDIANTE PRUEBA DE JARRAS	85
6.5	SEDIMENTABILIDAD DEL LODO	92
6.6	DIAGNOSTICO DEL DESEMPEÑO DEL SISTEMA DE CLARIFICACIÓN PRIMARIA CONVENCIONAL DE LA PTAR-C	100
7.	CONCLUSIONES	109
8.	RECOMENDACIONES	111
9.	AGRADECIMIENTOS	112
10.	REFERENCIAS	113
11.	ANEXOS.....	123

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Tipos de sólidos presentes en el ARD	14
Figura 2. Clasificación de las partículas presentes en el ARD según su tamaño	22
Figura 3. Fracciones contaminantes contenidas en el ARD	23
Figura 4. Esquema general del método de granulometría por difracción Laser	26
Figura 5. Curvas de distribución de intensidad luminosa	27
Figura 6. Representación gráfica de los tipos de sedimentación predominantes en el tratamiento del AR.....	28
Figura 7. Fuerzas que intervienen en la sedimentación de una partícula	29
Figura 8. Sedimentación floculenta	29
Figura 9. Ensayos de sedimentación.....	30
Figura 10. Curva de variación de eficiencia en función de la velocidad de sedimentación.....	31
Figura 11. Curva típica de sedimentación de una suspensión líquida	32
Figura 12. Comportamiento de la velocidad de sedimentación a medida que se concentra la suspensión evaluada Fuente: Tchobanoglous y Burton (1995)	33
Figura 13. Columnas de sedimentación escala laboratorio	43
Figura 14. Curvas teóricas de Isoreducción.....	45
Figura 15. Esquema de White y la curva típica asociada para la determinación de la VSZ	46
Figura 16. Clarificador primario rectangular	50
Figura 17. Clarificador primario circular de alimentación central	50
Figura 18. Localización de la PTAR-C en la ciudad de Cali	53
Figura 19. Sistema de clarificación primaria de la PTAR-C	54
Figura 20. Vista en perfil del clarificador primario implementado en la PTAR-C	55
Figura 21. Clarificador primario No. 2 de la PTAR-C.....	56
Figura 22. Tren de tratamiento PTAR-C	56
Figura 23. Punto de toma de muestra de ARD (a) afluente, (b) efluente y (c) muestra de lodo primario de los clarificadores	58
Figura 24. Equipo de difracción laser Mastersizer 2000.....	59
Figura 25. Columna de sedimentación empleada	60
Figura 26. Prueba de jarras y esquema del dispositivo implementado en la prueba de jarras (Jar test).....	61
Figura 27. Equipo implementado en la prueba de Vesilind	62
Figura 28. Comportamiento del pH del agua residual afluente a la PTAR-C (enero de 2009 – junio de 2014) 64	
Figura 29. Comportamiento de la DBO ₅ (mg/L) del agua residual afluente a la PTAR-C (enero de 2009 – junio de 2014)	65
Figura 30. Comportamiento de la DQO (mg/L) del agua residual afluente a la PTAR-C (enero de 2009 – junio de 2014)	65
Figura 31. Comportamiento de los SST (mg/L) del agua residual afluente a la PTAR-C (enero de 2009 – junio de 2014)	66
Figura 32. Comportamiento de las grasas y aceites (mg/L) del agua residual afluente a la PTAR-C (enero de 2009 – junio de 2014)	66
Figura 33. Comportamiento de la relación DBO ₅ /DQO del agua residual afluente a la PTAR-C (enero de 2009 – junio de 2014).....	67
Figura 34. Comportamiento de la DQO (mg/L) del agua residual afluente a la cámara de integración -	

Muestras realizadas.....	71
Figura 35. Comportamiento de la DBO ₅ (mg/L) del agua residual afluyente a la cámara de integración -	
Muestras realizadas.....	71
Figura 36. Comportamiento de la SST (mg/L) del agua residual afluyente a la cámara de integración -	
Muestras realizadas.....	71
Figura 37. Resultados Análisis de granulometría del agua residual afluyente a la PTAR –C	73
Figura 38. Comportamiento de la concentración de SST (mg/L) en la columna de sedimentación	76
Figura 39. Comportamiento de la temperatura °C en la columna de sedimentación.....	77
Figura 40. Comportamiento de la concentración de SST (mg/L) en la columna de sedimentación	79
Figura 41. Comportamiento de la temperatura °C en la columna de sedimentación.....	80
Figura 42. Comportamiento de la concentración de SST (mg/L) en la columna de sedimentación	81
Figura 43. Comportamiento de la temperatura °C en la columna de sedimentación.....	81
Figura 44. Concentración de SST en función del Tiempo de Floculación, Ci: concentración inicial.....	85
Figura 45. Porcentaje (%) de reducción de SST en función del Tiempo de Floculación, Ci: concentración inicial	86
Figura 46. Ensayo de floculación muestreo No.1	87
Figura 47. Ensayo de floculación muestreo No.3.....	87
Figura 48. Ensayo de floculación muestreo No.4.....	88
Figura 49. Ensayo de floculación muestreo No.5.....	88
Figura 50. Ensayo de floculación muestreo No.6.....	88
Figura 51. Resultados Análisis de granulometría del agua residual efluente a la PTAR –C	90
Figura 52. Ensayo sedimentabilidad del lodo muestreo No.1	92
Figura 53. Ensayo sedimentabilidad del lodo muestreo No. 2.....	92
Figura 54. Ensayo sedimentabilidad del lodo muestreo No. 3.....	92
Figura 55. Ensayo sedimentabilidad del lodo muestreo No. 4.....	92
Figura 56. Ensayo sedimentabilidad del lodo muestreo No. 5.....	93
Figura 57. Ensayo sedimentabilidad del lodo muestreo No. 6.....	93
Figura 58. Velocidades de sedimentación en función de la concentración de lodo primario (mg/L)	94
Figura 59. Flujo total de sólidos muestreo No. 1	96
Figura 60. Flujo total de sólidos muestreo No. 2.....	96
Figura 61. Flujo total de sólidos muestreo No. 3.....	96
Figura 62. Flujo total de sólidos muestreo No. 4.....	96
Figura 63. Flujo total de sólidos muestreo No. 5.....	96
Figura 64. Flujo total de sólidos muestreo No. 6.....	96
Figura 65. Resultados Análisis de granulometría del lodo primario de los clarificadores de la PTAR –C	98
Figura 66. Comportamiento de la concentración de DBO ₅ , DQO y SST afluyente y efluente del sistema de clarificación primaria a la PTAR-C	102
Figura 67. Comportamiento del porcentaje de reducción de la DBO ₅ , DQO y SST de la PTAR-C.....	103
Figura 68. Comportamiento de la carga reducida (kg/d) en función del caudal afluyente (m ³ /s) y la concentración afluyente (mg/L).....	105
Figura 69. Comportamiento de la carga reducida de DBO ₅ , DQO y SST para el periodo de evaluación (enero de 2009 a junio de 2014).	106

Figura 70. Comportamiento de la carga afluente de SST (kg/d) y carga reducida (kg/d) en función de la concentración afluente (mg/L)..... 107

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Compuestos orgánicos presentes en el agua residual doméstica.....	13
Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos más importantes relacionados con la calidad del ARD	15
Tabla 3. Tipo y concentración de organismos patógenos encontrados típicamente en un ARD sin tratamiento	16
Tabla 4. Distribución del tamaño de las partículas asociadas con la materia orgánica en el agua residual domestica con tratamiento y sin tratamiento.....	18
Tabla 5. Composición del agua residual doméstica generada en diversas partes del mundo	21
Tabla 6. Criterios para clasificar el ARD según su composición.....	21
Tabla 7. Fracción de materia orgánica en función de la distribución del tamaño de las partículas	23
Tabla 8. Valores de los coeficientes V_0 y k en función de las características de sedimentabilidad para lodo de licor Mixto	47
Tabla 9. Parámetros y valores recomendados para el dimensionamiento del clarificadores circulares	51
Tabla 10. Criterios de diseño PTAR-C.....	54
Tabla 11. Variables determinadas en la caracterización del ARD	57
Tabla 12. Condiciones para el ensayo de prueba de jarras.....	61
Tabla 13. Resumen de la información estadística de los parámetros pH, DBO_5 , DQO y SST. Periodo enero de 2009 y junio de 2014.....	64
Tabla 14. Criterios para clasificar el ARD según su composición	67
Tabla 15. Colectores y canales principales del sistema de drenaje de la ciudad de Cali.....	69
Tabla 16. Resumen estadístico de las variables pH, DBO_5 , DQO y SST - Muestreos del estudio	70
Tabla 17. Comparación características fisicoquímicas entre el afluente a la PTAR-C y el afluente a los clarificadores primarios.	72
Tabla 18. Comportamiento de la distribución de tamaño de partículas en el afluente a la PTAR-C	73
Tabla 19. Comportamiento de la distribución de tamaño de partículas	83
Tabla 20. Comportamiento de la distribución de tamaño de partícula ensayo de floculación	89
Tabla 21. Comportamiento de la distribución de tamaño de partículas en el efluente de la PTAR-C	91
Tabla 22. Parámetros del modelo de Vesilind	95
Tabla 23. Concentración limite y concentración de fondo a partir de las gráficas de flujo de sólidos	97
Tabla 24. Comportamiento de la distribución de tamaño de partículas en las muestras de lodo primario.....	99
Tabla 25. Información estadística de los parámetros DBO_5 , DQO y SST del agua residual afluente (antes de rejillas) y efluente (tajeas) de la PTAR-C	100
Tabla 26. Información estadística de los parámetros DBO_5 , DQO y SST en términos de carga afluente, efluente y reducida de la PTAR-C	104

LISTADO DE ANEXOS

ANEXO 1. Información históricos periodo enero de 2009 a junio de 2014.....	123
ANEXO 2. Resultados experimentales de los ensayos de floculación.....	123
ANEXO 3. Datos para la realización de las gráficas interfase sólido-líquido.....	123
ANEXO 4. Variables de sedimentabilidad del lodo.....	123
ANEXO 5. Velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos, resultados de las regresiones lineales.....	123
ANEXO 6. Concentración afluente de SST (mg/L) y variables asociadas; cargas afluente, carga reducida, caudales afluentes y eficiencias de reducción.....	123

-

1. RESUMEN.

El agua residual doméstica (ARD) contiene aproximadamente 99,9% de agua y 0,1% de sólidos orgánicos e inorgánicos, que se encuentran en forma suspendida o disuelta (Metcalf y Eddy, 2003; von Sperling, 2007). Teniendo en cuenta que la fracción contaminante del agua residual doméstica se encuentra en forma particulada, el presente proyecto se enmarcó en el estudio la sedimentabilidad de los sólidos presentes en el tratamiento primario del agua residual doméstica de la ciudad de Cali. Para alcanzar el objetivo mencionado anteriormente, se identificó el tipo de sólidos presentes en el agua residual y se evaluó su sedimentabilidad, bajo las condiciones de operación convencional (sin la adición de químicos), esto con el fin de identificar los factores que inciden en la sedimentación primaria e interfieren con la eficiencia del tratamiento primario. Este estudio se desarrolló en la planta de tratamiento de agua residual de Cañaveralejo (PTAR-C), ubicada en Cali, Colombia.

Por otra parte se efectuó la recopilación y el análisis de la información histórica de 5 años de las caracterizaciones fisicoquímicas del agua residual doméstica, suministradas por la PTAR-C, además se realizaron ensayos de columna de sedimentación del agua residual afluente, caracterizaciones granulométricas de los tamaños de partícula presentes en el agua residual, ensayos de jarras y ensayos de columna de sedimentación de lodo primario, el mismo día de la toma de muestra, en los meses de febrero a junio de 2014.

El análisis de los históricos de la PTAR-C para las variables DQO, DBO₅ y SST del periodo evaluado (enero de 2009 – junio de 2014) estableció que el agua residual doméstica afluente presenta características de un ARD diluida.

La distribución de tamaño de partículas de los sólidos presentes en el AR de Cali, estableció los sólidos supracoloidales como la fracción de mayor proporción con valores entre 67,71%Vol y 75,68 %Vol. Se destaca que de la fracción susceptible de sedimentar de los sólidos presentes en el ARD, entre 56,19 %Vol y 63,66 %Vol corresponde a los sólidos supracoloidales sedimentables, mientras que entre el 22,74 %Vol y 30,98 %Vol, está compuesto por los sólidos sedimentables. La proporción de sólidos susceptible de sedimentar favorece la sedimentación floculenta, dado que permiten una adecuada formación de flocs.

Se estableció la sedimentabilidad de los sólidos presentes en el agua residual doméstica. La evaluación del ensayo de columnas de sedimentación, demostró que la variación de la temperatura tuvo un efecto sobre la hidrodinámica del proceso de sedimentación, debido a que diferencias $\geq 0,2$ °C produjeron cambios en la concentración de SST, atribuidos a la formación de corrientes de densidad.

Se determinó que las velocidades de sedimentación. Para la fracción de los sólidos sedimentables, pueden ser mayores a 1,32 m/h y para la fracción de sólidos supracoloidales sedimentables entre 1,26 y 1,32 m/h.

Finalmente se realizó un diagnóstico del desempeño de la clarificación primaria convencional tratando el agua residual doméstica de la ciudad de Cali, donde se encontró, que la clarificación primaria tiene una capacidad de reducción de carga de DBO₅, DQO y SST alrededor de 29.902 kg/d, 62.610 kg/d y 60.391 kg/d respectivamente. Esto significa que la eficiencia de reducción de la DBO₅, la DQO y los SST fue de 35,4%, 34,8% y 62,9% respectivamente, estos valores alcanzan las eficiencias citadas por Metcalf y Eddy, (2003) y

Guyer, (2011) para un sistema de tratamiento primario, entre 25% a 40% de reducción de DBO_5 , del 50% a 70% para la reducción de SST y de acuerdo con Henze, (2008) una reducción de la DQO del 30% a 50%. |

Palabras clave: Agua residual doméstica, Clarificación primaria, Sedimentabilidad de sólidos, Distribución de tamaño de partículas, Lodo primario.

2. INTRODUCCIÓN

A pesar de que la Región de América Latina y el Caribe es considerada como una de las de mayor disponibilidad de agua en el mundo, hay varios países dentro de ella que carecen de este recurso. Esta situación, sumada al bajo nivel de cobertura de los servicios públicos y el escaso tratamiento del agua residual, constituyen los principales retos de la región (Cisneros, 2007).

Una de las prácticas más comunes para la disposición final del agua residual doméstica ha sido su vertimiento con un bajo o nulo nivel de tratamiento previo, en los cuerpos de agua superficiales y en el suelo, lo cual ha generado el deterioro de la calidad del recurso hídrico, del ecosistema acuático y del suelo (Silva et al., 2008), así como problemas en la salud de las poblaciones cercanas a la fuente, que principalmente se encuentran enmarcados en la alta incidencia de enfermedades infecciosas debido a la utilización de agua de mala calidad (Mara, 1996). En Colombia y en general en los países de Latinoamérica, el nivel máximo de tratamiento de agua residual aplicado es el secundario, debido a que la calidad del efluente obtenido con este nivel de tratamiento cumple con la legislación vigente que regula los vertimientos realizados en una fuente superficial; adicionalmente, en algunos casos se realiza la desinfección del agua como etapa final del tratamiento (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural - Minagricultura, 2011).

Según las cifras del Viceministerio de Agua y Saneamiento (Minambiente, 2007; Minambiente, 2010), para el año 2007, Colombia contaba con la infraestructura necesaria para tratar el 32% del agua residual generada, sin embargo, en el año 2010 reportó que el país solo trataba efectivamente entre el 8 y 10% del agua residual. Esta situación hace evidente el desconocimiento de los procesos intrínsecos de las tecnologías y de las actividades de operación y mantenimiento de las unidades, el diseño inadecuado de la infraestructura y la selección de tecnologías que no son acordes con las capacidades técnicas y económicas de la población, por tanto, al no estar garantizada su sostenibilidad dejan de operar y se convierten en una pérdida de tipo económico y ambiental.

Teniendo en cuenta lo mencionado anteriormente y partiendo del hecho de que el agua residual doméstica (ARD) contiene aproximadamente 99,9% de agua y 0,1% de sólidos orgánicos e inorgánicos, suspendidos o disueltos (Metcalf y Eddy, 2003; von Sperling, 2007), en el presente proyecto se realizó la identificación del tipo de sólidos presentes en el agua residual y la evaluación de su sedimentabilidad, bajo las condiciones de operación convencional (sin la adición de químicos), Con el objetivo de estudiar la sedimentabilidad de los sólidos presentes en el tratamiento primario del agua residual y analizar los factores que inciden en la sedimentación primaria e interfieren con la eficiencia del tratamiento primario. De esta manera señalar recomendaciones que podrían generar un proceso adecuado de sedimentación, con el cual, se lograría una mayor concentración de sólidos en los clarificadores primarios y reducción de la carga afluente a los procesos posteriores, esto permitirá optimizar la eficiencia del proceso, reducir los requerimientos económicos y espaciales de las unidades posteriores, aumentar la relación costo-beneficio del sistema, generar un efluente de mejor calidad, aprovechar el agua residual tratada y el biogás y los lodos estabilizados que se obtienen a partir de la digestión anaerobia de los lodos recolectados en la etapa de tratamiento primario principalmente (Pistonesi et al., 2010). Finalmente, al obtener una optimización del proceso de clarificación primaria del agua residual, mediante la minimización del uso de ayudantes químico en el proceso, se podrán establecer nuevas configuraciones del tratamiento primario, que por su alta eficiencia y sostenibilidad permitan su implementación en diferentes contextos.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

- Estudiar la sedimentabilidad de los sólidos presentes en el tratamiento primario del agua residual doméstica de la ciudad de Cali

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Identificar el tipo de sólidos presentes en el agua residual doméstica de la ciudad de Cali
- Evaluar la sedimentabilidad de los sólidos presentes en el tratamiento primario del agua residual doméstica de la ciudad de Cali.
- Realizar un diagnóstico del desempeño de la clarificación primaria convencional tratando el agua residual doméstica de la ciudad de Cali

4. MARCO REFERENCIAL

El agua residual (AR) es aquella generada por cualquier actividad humana, que ha sufrido una alteración en sus características físicas, químicas o biológicas por la introducción de contaminantes como residuos sólidos, biológicos, químicos, municipales, industriales, agrícolas etc., afectando así los ecosistemas acuáticos y su entorno (Novotny, 2003). Teniendo en cuenta que el AR presenta una composición variada, ésta puede clasificarse según su origen en (Minambiente, 2015):

- **Agua residual doméstica - ARD:** Son las procedentes de los hogares, así como de las instalaciones en las cuales se desarrollan actividades industriales, comerciales o de servicios y que correspondan a:
 1. Descargas de los retretes y servicios sanitarios.
 2. Descarga de los sistemas de aseo personal (duchas y lavamanos, de las áreas de cocinas y cocinetas, de las pocetas de lavado de elementos de aseo y lavado de paredes y pisos y del lavado de ropa (No se incluyen las de los servicios de lavandería industrial).
- **Agua residual no domésticas - ARnD:** Son las procedentes de las actividades industriales, comerciales o de servicios distintas a las que constituyen aguas residuales domésticas – ARD.

4.1 Agua Residual Doméstica

El agua residual doméstica (ARD) es aquella proveniente de las actividades domésticas cotidianas como lavado de ropa, baño, preparación de alimentos y limpieza (Mara y Cairncross, 1990). Se ha establecido que el ARD está compuesta en un 99.9% de agua y un 0.1% de sólidos, de los cuales el 30% son inorgánicos representados por arenas, sales y metales, y el 70% son orgánicos representados principalmente por carbohidratos (glucosa, sacarosa, almidón y celulosa), proteínas (albúminas, globulinas y enzimas industriales) y lípidos (grasas animales y aceites provenientes de los alimentos) (Blundi, 1988; Metcalf y Eddy, 2003; von Sperling y Chernicharo, 2005; Jordão y Pessôa, 2011; Tebbutt, 2013). En la Tabla 1 se presentan los compuestos orgánicos del ARD de acuerdo con diversos autores

Tabla 1. Compuestos orgánicos presentes en el agua residual doméstica

COMPUESTO ORGÁNICO	REFERENCIA		
	Scotti (1968) %	Tebbutt (2013) %	Metcalf y Eddy (2003) %
Proteínas	40	65	40 – 60
Carbohidratos	50	25	25 – 50
Lípidos	10	10	10

Fuente: Metcalf y Eddy (2003); Tebbutt (2013)

Las características de los sólidos varían dependiendo de su edad, del tipo de proceso del cual provienen y de su fuente original. De acuerdo con los métodos analíticos, los Sólidos Totales (ST) son el equivalente a la materia que permanece como residuo después de evaporar una muestra de agua y secarla a una temperatura de 103-105 °C, contiene los Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos disueltos (SD).

Los SST son la cantidad de sólidos retenidos en un filtro con una porosidad de 0.45 micrómetros (μm), en su mayoría son de origen orgánico y son sedimentables (SSed) o coloidales (SC). Adicionalmente, dentro de los Sólidos Suspendedos (SS) se encuentran los Sólidos Suspendedos Volátiles (SSV), los cuales son un indicativo de la cantidad de materia orgánica incluyendo los microorganismos, se obtienen por la pérdida de peso que sufren los sólidos Totales, disueltos o Suspendedos después de someterlos a calcinación a 550 °C.

Los SSed son la proporción de sólidos suspendidos cuyo tamaño y peso son suficientes para que sedimenten dentro de un periodo de tiempo determinado, y los Sólidos Disueltos (SD) son la porción que pasa a través del filtro (APHA et al., 2005). Existen también los Sólidos Fijos, que quedan presentes después de ser sometidos a calcinación a 550 °C, son indicativo de la presencia de sólidos inorgánicos en la muestra (Metcalf y Eddy, 2003).

En la Figura 1 se presenta la clasificación de los sólidos que constituyen el ARD.

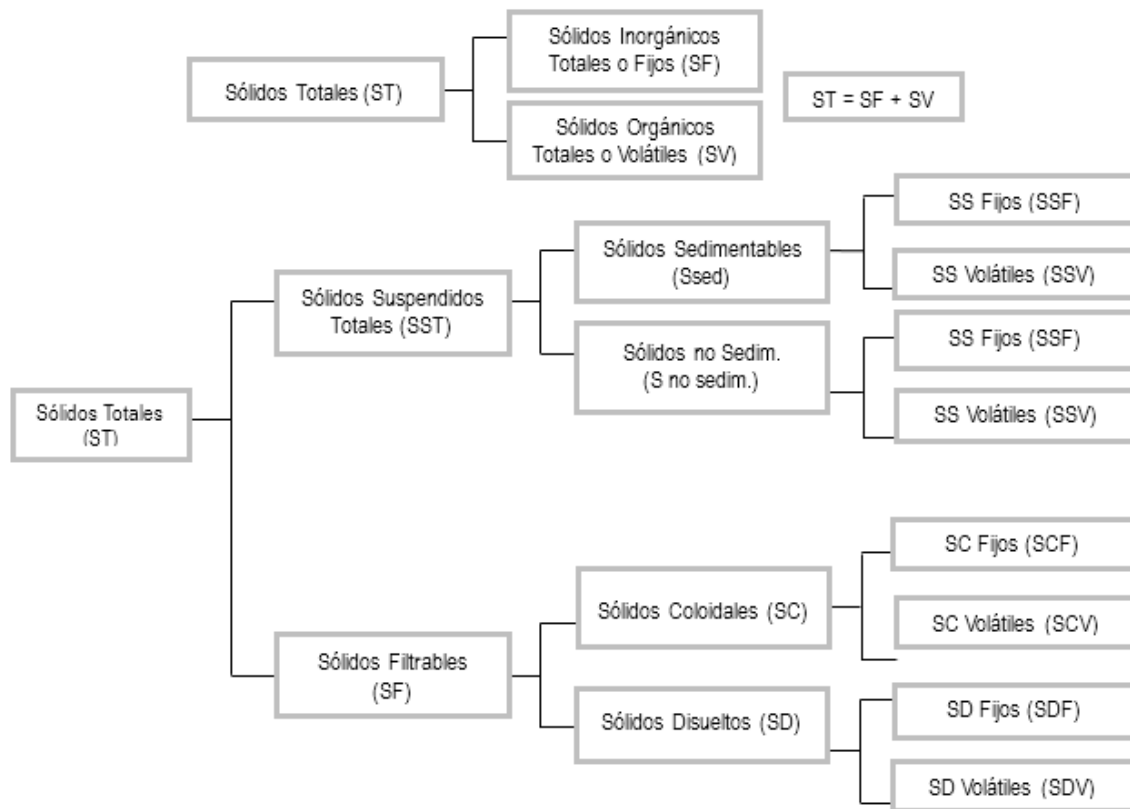


Figura 1. Tipos de sólidos presentes en el ARD

Fuente: Orozco (2005)

4.1.1 Características del agua residual doméstica

Las características de un agua residual incluyendo el ARD, están determinadas por características fisicoquímicas y biológicas, las cuales permiten establecer si el AR es aceptable para un uso determinado (Luv y Lipták, 1999; Novotny, 2003).



Características fisicoquímicas. Existen varios parámetros de importancia que caracterizan fisicoquímicamente el ARD, y cuyos valores se encuentran estrechamente relacionados con su grado de contaminación. Por esta razón, cuantificar las concentraciones de estas sustancias es de gran interés en el tratamiento del AR (Kiely, 2001). En la Tabla 2 se presenta una breve descripción de los parámetros fisicoquímicos utilizados en la determinación de la calidad del AR.

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos más importantes relacionados con la calidad del ARD

Parámetro	Descripción
Sólidos	Los sólidos son la fracción contaminante del AR. Debido a las diversas características fisicoquímicas que presentan, estos sólidos han sido clasificados en Sólidos Totales, Sólidos Suspendidos, Sólidos Disueltos, Sólidos Fijos y Sólidos Volátiles, de allí que la determinación de estos parámetros permita cuantificar la presencia de estas categorías en el agua residual con el fin de estimar su biodegradabilidad y el método de remoción.
Temperatura	La temperatura es un parámetro muy importante en la caracterización del ARD, ya que la incidencia que tiene sobre las reacciones químicas que tienen lugar durante los procesos de tratamiento biológico puede condicionar la implementación de algunos procesos de tratamiento.
pH	Es la expresión utilizada para medir la concentración del ión hidrógeno en una solución. El pH es un indicativo de la acidez o basicidad del AR y determina el tipo de procedimiento que se debe aplicar para su tratamiento.
Alcalinidad	Se define como la capacidad del agua residual para neutralizar ácidos; es un parámetro de suma importancia, ya que regula los cambios de pH causados por adición o generación de ácidos durante algunos procesos de tratamiento.
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Este parámetro es utilizado para medir de manera indirecta el material orgánico que se encuentra presente en el ARD y que es susceptible de ser oxidado químicamente.
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)	Esta Prueba define la cantidad de oxígeno necesario por los microorganismos del sistema para oxidar de forma biológica la materia orgánica contenida en el ARD. Adicionalmente, es un indicativo de material orgánico.
Oxígeno Disuelto (OD)	El Oxígeno Disuelto (OD) es la cantidad de oxígeno que está disuelto en el AR. Este parámetro suele ser utilizado como un indicador del grado de contaminación.
Grasas y aceites	La expresión grasas y aceites es utilizada para referirse a aceites, grasas, ceras y otros constituyentes similares encontrados en el agua residual. Debido a sus propiedades, la presencia de grasas y aceites pueden causar muchas limitaciones en los sistemas de recolección y en el tratamiento del AR.

Fuente: Luv y Lipták (1999); Jaramillo y Arias (2001); Metcalf y Eddy (2003)



Características biológicas. Estas características se relacionan con los organismos causantes de enfermedades, en particular bacterias y virus. Para poder clasificar el AR de acuerdo con sus características biológicas, se cuenta con valores establecidos que dependen del tipo de reúso estimado para el AR y de los requisitos sanitarios. A partir de 1958, la gran mayoría de los países han determinado los valores permitidos con base en lo estipulado por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1989) y las demás publicaciones que se han venido desarrollando adaptándolo a sus circunstancias (Cardona y García, 2008).

En la Tabla 3 se presentan algunos de los organismos empleados para determinar la calidad biológica del agua.

Tabla 3. Tipo y concentración de organismos patógenos encontrados típicamente en un ARD sin tratamiento

Organismo	UFC/mL
Coliformes totales	$10^5 - 10^7$
Coliformes fecales	$10^4 - 10^5$
Streptococos fecales	$10^3 - 10^4$
Enterococos	$10^2 - 10^3$
Shigella	Presente
Salmonella	$10^0 - 10^2$
Pseudomonas aeruginosa	$10^1 - 10^2$
Clostridium Perfringens	$10^1 - 10^3$
Mycobacterium tuberculosis	Presente
Quistes de Protozoos	Numero de quistes $10^1 - 10^3$
Quistes de Giardia	Numero de quistes $10^{-1} - 10^2$
Quistes de Cryptosporidium	Numero de quistes $10^{-1} - 10^1$
Huevos de Helmitos	$10^{-2} - 10^1$
Virus entéricos	$10^1 - 10^2$

Fuente: Metcalf y Eddy (2003)

4.1.2 Factores que afectan las características del ARD

Tipo de alcantarillado. En muchas ciudades se han implementado sistemas de alcantarillado combinado o separado, los cuales son los encargados de transportar en una o en dos estructuras el agua residual doméstica e industrial generada y el agua lluvia: Sin embargo, en algunos casos se presentan interconexiones clandestinas o erradas entre los sistemas pluviales y los sistemas que transportan el agua residual, lo cual conlleva a variaciones en los caudales y en la concentración de la materia orgánica afluente a las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR); esta situación genera una calidad de agua residual muy diferente a la planteada en el diseño de las plantas de tratamiento, que se traduce en limitaciones de tipo operacional (Pereira et al., 2003 citado por Salazar et al., 2012).

Transporte y longitud de la red de alcantarillado. Los procesos de biodegradación que tienen lugar durante el transporte del agua residual en los sistemas de alcantarillado, son cada vez más reconocidos como un factor relevante en el cambio de sus características (Bjerre, 1996; Malink, 1996; Pomeroy y Lofy, 1977; Vollertsen, 1998). La transformación que ocurre en el agua residual depende de numerosos factores, sin embargo, la disponibilidad de oxígeno disuelto en el agua es uno de los más relevantes, ya que en condiciones aerobias las tasas de eliminación de materia orgánica serán mucho mayores que en condiciones anóxicas o anaerobias (Kaijum, Zeeman, y Lettinga, 1995). Según Mourato et al. (2003) y Flaminck et al. (2005) en los sistemas de alcantarillado de extensas longitudes la reducción de la DBO₅ o DQO puede ser similar a la reducción obtenida en tanques de sedimentación primaria convencionales.

Infiltración. Después de décadas de operación, los sistemas de drenaje urbano pueden encontrarse en un estado de deterioro que ocasionan fenómenos como el de infiltración de agua subterránea al sistema de drenaje (Wirahadikusumah et al., 1998; Lee et al., 2009).

La infiltración de agua subterránea en los sistemas de alcantarillado combinado y separado se presenta a través de los defectos localizados en el suelo saturado (Stauffer et al., 2012), mientras que la infiltración de agua lluvia se introduce en el alcantarillado a través conexiones erradas, sumideros o aberturas en tapas de registro.

Gustafsson (2000) y Ellis (2001) afirman que el agua de infiltración genera un aumento de la carga hidráulica que a su vez ocasiona dilución del agua residual y reducción de la eficiencia de su tratamiento, lo que resulta en costos adicionales y un posible deterioro de cuerpos receptores.

Características de los sólidos. La distribución del tamaño de partícula, la forma y la densidad de los sólidos, influyen la velocidad de sedimentación de los sólidos, afectando la sedimentación (Tillman, 1991). En ese sentido, si el agua residual se encuentra en condiciones sépticas cuando ingresa a la unidad de tratamiento, el gas que se ha generado como subproducto de la degradación de la materia orgánica, puede generar la flotación de los sólidos de menor tamaño (Tillman, 1991).

4.1.3 Composición del Agua Residual Doméstica

Las características sociales y económicas de la población, las diferencias culturales con respecto al uso del agua y al manejo de los residuos, el clima, la duración e intensidad de las precipitaciones, la fuente de origen, los productos utilizados en la cocina, en el lavado y en el aseo o cuidado personal, son factores que influyen en la composición y en la cantidad del ARD. Adicionalmente, es importante tener en cuenta que el tipo de alcantarillado (separado o combinado), la gama de velocidades del agua, el diámetro, material y pendiente de la tubería de recolección, también inciden en la composición del agua residual (WEF, 2005).

Los principales constituyentes del agua residual doméstica son:

Materia orgánica. En el ARD el hecho de que la materia orgánica se encuentre representada por sólidos de diversos tamaños, ha permitido realizar su clasificación, según la distribución del tamaño de partículas, en materia orgánica soluble y particulada. Desde la perspectiva bioquímica, la materia orgánica también se clasifica en biodegradable y no biodegradable (Wentzel et al., 1999). Estas clasificaciones dan origen a cuatro divisiones principales: biodegradable soluble, biodegradable particulada, no biodegradable soluble y no biodegradable particulada (Orhon y Çokgör, 1997; Parket al., 1997).

La fracción biodegradable soluble, también denominada fracción rápidamente biodegradable, está relacionada con compuestos que pueden ser directamente adsorbidos para síntesis de nuevo material celular, como ácidos grasos volátiles, carbohidratos simples, aminoácidos, alcoholes, entre otros (Orhon y Çokgör, 1997; Grady et al., 1999). La fracción biodegradable particulada está relacionada con macromoléculas que se deben desglosar en formas más simples, antes de ser aprovechadas por los microorganismos (Mathieu y Etienne, 2000).

La fracción no biodegradable o inerte está compuesta por sustancias, como ácidos húmicos o fúlvicos disueltos. También se ha identificado que los subproductos generados en la actividad microbiológica hacen parte de este tipo de materia orgánica (Dulekgurgen et al., 2006).

Comúnmente es medida como DBO₅ y DQO. Si se descarga sin tratamiento a un cuerpo de agua, reduce el oxígeno disuelto y desarrolla condiciones anaerobias.

A continuación se muestra el porcentaje de materia orgánica según su distribución de tamaño de partículas

Tabla 4. Distribución del tamaño de las partículas asociadas con la materia orgánica en el agua residual domestica con tratamiento y sin tratamiento.

Muestra de agua residual	Porcentaje de materia orgánica contenida en los rangos de tamaño indicado, μm							
	<0.001		0.001 - 1		1 - 100		>100	
	Pro.	Rango	Pro.	Rango	Pro.	Rango	Pro.	Rango
Agua residual sin tratamiento	31	12 - 50	14	9 - 16	25	10 - 30	37	15 - 43
Efluente primario	43 ^b	35 - 51 ^b	10 ^b	2 - 19 ^b	24 ^b	13 - 34 ^b	28 ^b	5 - 60 ^b
Efluente de lodos activados	52	74 - 79	3	2 - 5	22	16 - 31	2	1 - 3
	33 ^b	26 - 46 ^b	5 ^b	2 - 9 ^b	35 ^b	20 - 49 ^b	27 ^b	13 - 49 ^b
Efluente de filtro percolador	40	-	60	-	-	-	-	-
Lodos de agua residual								
Primario	5	-	1	-	4	-	90	-
Secundario	3	-	0.1	-	1	-	96	-
Anaerobio	5	-	3	-	19	-	72	-

^bDatos aplicados al rango de tamaños <0.1 μm ; 0.1-1 μm ; 1-12 μm , y >12 μm

Fuente: Droste (1997)

Patógenos. La identificación y enumeración de microorganismos en los cuerpos de agua es de particular interés en relación con los aspectos de protección de la salud pública. Entre los organismos que tienen mayor importancia se encuentran aquellos capaces de causar enfermedades en el hombre, es decir los denominados patógenos, los cuales son expedidos conjuntamente con los excrementos de humanos y animales que se encuentran infectados o son portadores de una enfermedad. Los principales indicadores de contaminación por patógenos son: Coliformes Totales y Fecales, *Escherichia coli*, Enterococos y Streptococos Fecales, Helmitos, Protozoarios y Cianobacterias (Cánepa de Vargas et al., 2004).

Nutrientes. El nitrógeno y el fósforo han sido caracterizados como los nutrientes que limitan la capacidad de crecimiento biológico; sin embargo, es importante tener en cuenta que el desarrollo de los organismos también requiere de la disponibilidad de elementos como: carbono, oxígeno, hidrógeno, azufre entre otros. Cuando son descargados en los cuerpos de agua generan crecimiento excesivo de algas (Alianza por el agua, 2008).

Sustancias químicas refractarias. Las sustancias y los compuestos orgánicos que poseen una biodegradabilidad muy lenta o que no son factibles de ser descompuestos a través de actividades microbiológicas son conocidos como contaminantes refractarios o persistentes, estos se acumulan en el ambiente alcanzando concentraciones elevadas y peligrosas para la vida acuática. Este tipo de contaminantes pueden ser clasificados en dos categorías (Jordão y Pessôa, 2011):

- Aquellos que no causan riesgos inmediatos a la salud, pero si causan efectos estéticos desagradables, como el caso de los detergentes sintéticos no biodegradables que ocasionan producción de espuma sobre los cuerpos de agua y dificultades en el tratamiento.
- Aquellos que presentan graves riesgos a la salud, como el caso de pesticidas y compuestos tóxicos, se caracterizan por ser bioacumulables, de esta manera son absorbidos por los organismos, los cuales alcanzan concentraciones mayores que las concentraciones iniciales descargadas al cuerpo de agua.

Color y Turbiedad. Estos dos parámetros son de interés en relación con aspectos estéticos. Adquieren una importancia particular cuando el objetivo es el reúso del agua residual tratada o, cuando un efluente tratado es vertido a cuerpos de agua donde los aspectos estéticos o de recreación son relevantes (Romero, 1996).

En el agua residual, la turbiedad es causada por la presencia de materia en suspensión mientras que el color es causado por materia en solución. Estos parámetros pueden ser indicativos de las condiciones de llegada del agua residual a la PTAR, ya que el agua residual cuando es fresca presenta una tonalidad marrón o gris y alta turbiedad, cuando se encuentra en estado séptico es de color negro (Jordão y Pessôa, 2011).

Olor. Los compuestos volátiles responsables de los malos olores son resultado de la descomposición microbiológica de la materia orgánica contenida en el agua residual. Muchos de los compuestos responsables de los malos olores son perceptibles a muy bajas concentraciones, del orden de partes por billón. Carlson y Leiser (1966) clasificaron los olores según las siguientes categorías:

- Gases inorgánicos que incluyen al sulfuro de hidrógeno (H_2S) y al amoníaco (NH_3)
- Los ácidos como el acético, láctico y butírico
- Los altamente tóxicos como el indole, skatole, fenoles y mercaptanos
- Las aminas como la cadaverina y la putrescina

Sin embargo, el H_2S es uno de los principales compuestos responsables de la generación de olores ofensivos en las PTAR (Carlson y Leiser, 1966; Metcalf y Eddy, 1991; Cho *et al.*, 1992; Allen y Phatak, 1993; Fdz-Polanco *et al.*, 1996; Martínez y Zamorano, 1996; citados por Jordão y Pessôa, 2011).

Metales pesados. Se refiere a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y sea tóxico o venenoso, incluso en muy bajas concentraciones. Algunos metales pesados o algunos metaloides, incluyen el mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), talio (Tl), y plomo (Pb), entre otros (Lucho *et al.*, 2005a). Los metales pesados se encuentran generalmente como componentes naturales de la corteza terrestre, en forma de minerales, sales u otros compuestos. No pueden ser degradados o destruidos fácilmente de forma natural o biológica (Abollino *et al.*, 2002). Se encuentran en el agua residual industrial y ocasionalmente, en menor concentración en el ARD. Su presencia pueden afectar el reúso del AR (Metcalf y Eddy, 2003; Diaz *et al.*, 2004; von Sperling y Chernicharo, 2005).

Compuestos inorgánicos. Incluyen entre otros Cloruros, Fosfatos, Nitratos, gases, algunos metales pesados y compuestos tóxicos. Estas sustancias son incorporadas al agua durante el ciclo de uso, como también por el aporte de aguas lluvias (Leonard y Dasgupta, 1998). Las concentraciones de estos constituyentes inciden en el uso del AR, por tal razón es necesario determinar el tipo y concentración de los materiales inorgánicos, a fin de establecer la calidad del AR.

Debido a la gran diversidad de constituyentes del agua residual y a la variación que presenta su concentración, según factores ambientales, culturales y de infraestructura de la red de alcantarillado, es posible clasificar el ARD según la concentración de parámetros que han sido establecidos para cuantificar la contaminación, tales como DBO_5 , DQO, y Sólidos. Cabe mencionar que entre mayor sea la concentración de materia orgánica mayor será la concentración del agua residual. En la Tabla 5 se presenta una comparación de la composición del AR generada en diversas partes del mundo y en la Tabla 6 se presentan los parámetros y rangos establecidos para realizar la clasificación del ARD (Leyva, 1998).

Tabla 5. Composición del agua residual doméstica generada en diversas partes del mundo

Parámetro	Lugar / Concentración					
	Manchester (UK)	Aman (Jordania)	Nairobi (Kenia)	Emirato (Dhabi)	Campina Grande (Brasil)	Cali (Colombia)
DBO ₅ (mg/L)	240	770	520	228	240	250
DQO (mg/L)	520	1830	1120	600	570	267
SST (mg/L)	210	900	520	198	392	215
N-NH ₃ (mg/L)	22	100	33	35	38	17
NTK (mg/L)	-	-	-	-	-	24
pH (Unidades)	7,4		7	7,6	7,8	
Temperatura (°C)	14	22	24		26	25

Fuente: van Haandel y Lettinga (1994); Veenstra y Polprasert (1997), Cubillos et al. (2003) citados por Suarez (2010)

Tabla 6. Criterios para clasificar el ARD según su composición

Parámetro	Concentración		
	Baja	Moderada	Alta
Sólidos totales (ST) (mg/L)	370 - 730	730 - 1160	> 1160
Sólidos disueltos totales (SD) (mg/L)	250 - 500	500 - 800	> 800
Sólidos disueltos fijos (mg/L)	145 - 300	300 - 500	> 500
Sólidos disueltos volátiles (mg/L)	105 - 200	200 - 300	> 300
Sólidos suspendidos totales (SST) (mg/L)	120 - 230	230 - 360	> 360
Sólidos suspendidos fijos (mg/L)	30 - 55	55 - 80	> 80
Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)	90 - 175	175 - 280	> 280
Sólidos sedimentables (ml/L)	5 - 10	10 - 20	> 20
Demanda biológica de oxígeno (DBO) (mg/L)	110 - 200	200 - 400	> 400
Demanda química de oxígeno (DQO) (mg/L)	200 - 400	400 - 800	> 800
Carbono orgánico total (COT) (mg/L)	50 - 500	500 - 290	> 290
Nitrógeno (Total como N) (mg/L)	20 - 40	40 - 290	> 85
N-Orgánico (mg/L)	10 - 20	20 - 35	> 35
N-Amonio libre (mg/L)	10 - 20	20 - 50	> 50
N-Nitratos (mg/L)	0,1 - 0,2	0,2 - 0,4	> 0,4
N-Nitritos (mg/L)	0 - 0,05	0,05 - 0,1	> 0,1
Fósforo (Total como fósforo) (mg/L)	5 - 10	10 - 20	> 20
P-Orgánico (mg/L)	2 - 4	4 - 7	> 7
P-inorgánico (mg/L)	3 - 6	6 - 13	> 13
Cloruros (mg/L)	30 - 50	50 - 100	> 100

Sulfatos (mg/L)	20 - 30	30 - 50	> 50
Alcalinidad (como CaCO ₃) (mg/L)	50 - 100	100 - 200	> 200
Grasa (mg/L)	50 - 100	100 - 150	> 150
Coliformes totales (UFC/100mL)	106 - 107	107 - 108	107 – 109
Compuestos orgánicos volátiles (µg/L)	<100	100-400	>400

Fuente: Metcalf y Eddy (2003); Jordão y Pessoa (2011)

4.2 Sólidos en el ARD

Los sólidos contenidos en el AR se encuentran conformados por microorganismos y por materia orgánica e inorgánica presente en forma suspendida, disuelta y coloidal (Tsukamoto, 2002). Según Ødegaard (1998) los contaminantes presentes en el agua residual pueden clasificarse según su tamaño en sólidos suspendidos y sólidos disueltos, una clasificación más rigurosa incluye los sólidos solubles (< 0.001 µm), coloidales (0,001 - 1 µm), supracoloidales (1 - 100 µm) y sedimentables (> 100 µm) (Balmat, 1957). Ødegaard (1998) y Metcalf y Eddy (2003) reportan que no hay un acuerdo claro sobre el rango de tamaño que comprenden los coloides; sin embargo, en la Figura 2 se presenta una aproximación de la clasificación de los sólidos y sus tamaños.

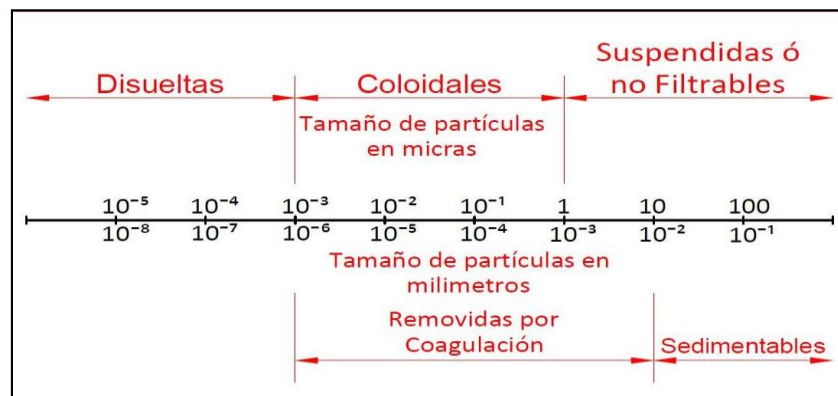


Figura 2. Clasificación de las partículas presentes en el ARD según su tamaño
Fuente: Ødegaard (1998), Yu (2000), Metcalf y Eddy (2003), Figueiredo (2009)

La variación de la distribución del tamaño de partícula que se puede obtener en las diferentes unidades que conforman un sistema de tratamiento de AR, puede depender de la naturaleza de los sólidos contenidos en el AR afluente, de la distribución del tamaño de partícula que se tiene en el afluente y del tipo de tratamiento aplicado.

Debido a que el agua residual doméstica contiene una mezcla de contaminantes orgánicos y minerales, la distribución del tamaño de estos es muy amplia, tal como lo presenta la Figura 3.



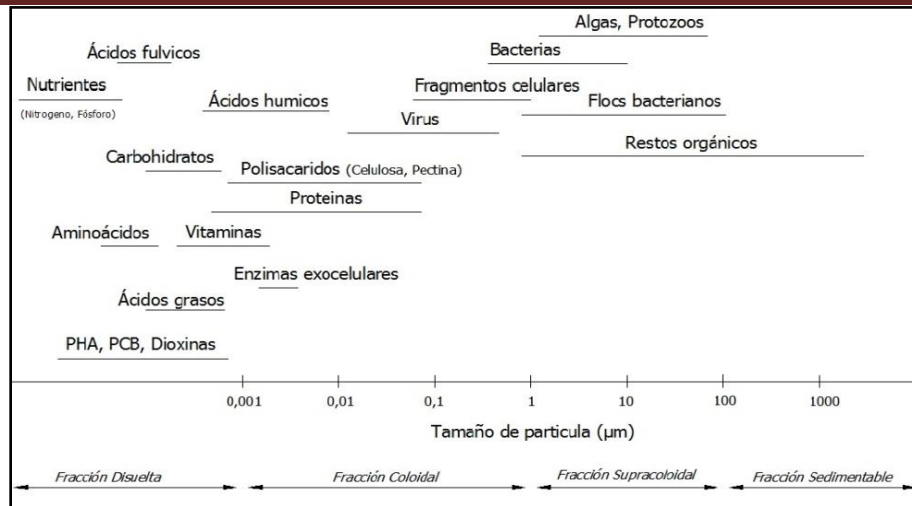


Figura 3. Fracciones contaminantes contenidas en el ARD
Fuente: Azema et al. (2002)

Por otra parte, autores como Levine et al. (1991) mencionan que en un agua residual doméstica típica, aproximadamente el 30 % de la DQO puede estar asociada con partículas sedimentables, el 25 % con partículas supracoloidales y 15 % con partículas coloidales. Con el fin de comparar la clasificación establecida por diversos autores, en la Tabla 7 se presenta información sobre la fracción de materia orgánica contenida en el agua residual según la distribución del tamaño de partículas.

Tabla 7. Fracción de materia orgánica en función de la distribución del tamaño de las partículas

Porcentaje de materia orgánica contenida para los rangos establecidos de tamaños de partícula (µm)				Referencia
< 0.001	0,001 - 1	1 - 100 µm	> 100 µm	
41	16	28	15	Balmat (1957)
31	14	24	31	Heukelekian y Balmat (1959)
38	13	19	30	Painter y Viney (1959)
29	13	31	27	Walter (1961a)
29	15	22	34	Walter (1961b)
25	14	27	34	Hunter y Heukelekian (1961)
18	15	25	42	Hunter y Heukelekian (1961)
25	14	27	34	Hunter y Heukelekian (1965)
23	14	23	40	Hunter y Heukelekian (1965)
30	19	10	41	Hunter y Heukelekian (1965)
50	9	18	23	Rickert y Hunter (1967)
47	9	19	25	Rickert y Hunter (1967)
40	10	21	29	Rickert y Hunter (1967)
12	15	20	43	Munch et al. (1980)

Fuente: Tomado de WEF (2005)

Levine et al. (1991) estudiaron la distribución de tamaño de partícula (DTP) del agua residual en una PTAR a escala piloto, para determinar la influencia del tamaño de las partículas en la degradación biológica del material particulado. A partir de dicho estudio se pudo concluir que después de la clarificación primaria, la DTP presentó un tamaño de partícula menor al encontrado en el AR afluente a la unidad.

Por otra parte, Tiehm et al. (1999) estudiaron el agua residual de cuatro PTAR ubicadas en los alrededores de Hamburgo (Alemania). Los autores analizaron la DTP del agua residual afluente a las PTAR, así como la de los efluentes primarios y finales. Los resultados de los estudios permitieron establecer que en el AR efluente de los clarificadores primarios, menos del 10% de la masa de las partículas presentaba un tamaño mayor que 50 μm . Adicionalmente, se pudo establecer que la DTP es un parámetro determinante a la hora de establecer la carga hidráulica máxima aceptable en los clarificadores primarios.

En el proceso de sedimentación del agua residual, las partículas sedimentan con diferentes velocidades de sedimentación, siendo menor para partículas pequeñas y mayor para partículas grandes, es decir con un mayor peso y densidad (Wu y He, 2010). Resultado del número de colisiones que eventualmente llevan a la formación de agregados de partículas (Takács et al., 1991 citado por Patry y Takács, 1992).

Eventualmente partículas con velocidades de sedimentación bajas ($< 0.01 \text{ cm/s}$; Spellman, 2013) son expulsadas antes de que estas puedan llegar al fondo del clarificador (Wu y He, 2010).

Las variaciones de concentración de sólidos en suspensión modifican en primer lugar, la forma de sedimentación de las partículas (con caída libre o interferida), así como las propiedades de las partículas modifican el tipo de sedimentación (sedimentación para partículas discretas y sedimentación para partículas floculentas). Las dificultades en la sedimentación de dispersiones coloidales (0,001 a 1 μm s) surgen principalmente, de lo complejo de la hidrodinámica y la casi inevitable presencia de interacciones directas de largo alcance como las fuerzas de van der Waals electrostáticas (Petsev et al., 1993).

Coussot y Ancey (1999) citados por Vie et al. (2007) definen a las partículas supracoloidales (1 a 100 μm s), como sólidos de tamaño lo suficientemente grandes que permiten despreciar el fenómeno de difusión browniano y las fuerzas de van der Waals. En una suspensión concentrada, este tipo de partículas sedimentan como una masa más o menos consolidada con un límite claro (interfase) entre la solución de suspensión y el sobrenadante.

Autores como Fitch (1979) y Dahlstrom y Fitch (1985) citados por Vie et al. (2007) argumentan que las partículas supracoloidales y sedimentables, pueden encontrarse en suspensión con un régimen de sedimentación interferida, también llamada sedimentación zonal o sedimentación de masas, en la cual, las partículas están en contacto y sedimentan bajo compresión, comportamiento que propicia la sedimentación de la mayor fracción de sólidos contenida en el agua residual. Debido a la influencia de la gravedad, la estructura de contacto se mueve a un estrato de sólidos más compactado.

4.2.1 Sólidos coloidales

Los coloides son aglomerados de átomos o moléculas cuyo tamaño es tan pequeño que la gravedad no tiene ningún efecto en su precipitación, por el contrario permanecen en suspensión debido a la repulsión mutua que existe entre dichas partículas (Sincero, 2002).

Una de las características más importantes de los coloides es que suelen poseer carga eléctrica superficial, la cual es generalmente negativa, debido a la ionización parcial de los agrupamientos que constituyen la materia coloidal. La carga eléctrica superficial determina un potencial Ψ de la fase sólida y, su contacto con una disolución electrolítica provoca el movimiento de los iones bajo el efecto del campo electrostático superficial. Los iones cargados del mismo signo que la pared de la partícula, serán rechazados por éstos, con lo que se establece así una distribución espacial de los iones por la acción combinada de fuerzas electrostáticas y de agitación térmica (Cánepa de Vargas et al., 2004).

Las síntesis de las teorías de Helmholtz y Gouy-Chapman han permitido proponer la teoría de la doble capa según el modelo de Stern, que permite localizar la distribución de los iones en la fase sólida. En la zona próxima a la superficie del sólido y según se avanza hacia el líquido donde se encuentra el sólido coloidal, se encuentra una primera capa de aniones adsorbidos llamada capa interior de Helmholtz constituida de iones hidratados y, luego una segunda capa donde se colocan los cationes. Las dos capas anteriores constituyen la capa fija de Stern, cuya estructura y espesor depende del estado de hidratación de los distintos iones adsorbidos. Entre esta capa fija y la fase líquida se produce la transferencia de iones; esta capa de transferencia constituye un aerosol denominado capa difusa o de Goudy (Peña, 1998).

Por otra parte, la teoría desarrollada por Deryaing y Landau (1941) y Verwey y Overbeek (1948) citados por Peña (1998) relaciona la carga de superficie con la estabilidad de las suspensiones coloidales. Esta teoría considera dos clases de fuerza: las fuerzas de atracción de London-Van der Waals ligadas a la estructura de los coloides y, las fuerzas electrostáticas de repulsión de Coulomb ligadas con las cargas superficiales. La suma de estas fuerzas determina la energía potencial total del sistema coloidal que es función de la distancia entre partículas. La energía de repulsión disminuye exponencialmente en función de la distancia entre partículas, mientras las fuerzas de atracción de London-Van der Waals son inversamente proporcionales al cuadrado de la distancia entre partículas (Peña, 1998).

Para que las fuerzas de atracción sean predominantes y que por tanto, la agregación entre partículas sea posible, es necesario superar una barrera energética, para tal fin se han desarrollado tratamientos como la electrocoagulación o la coagulación química, los cuales permiten transformar la fracción coloidal en fracción supracoloidal o particular (Pouet, 1994). Otras tecnologías que también permiten eliminar las partículas coloidales del agua residual son: intercambio iónico, filtración por membrana, precipitación, flotación, extracción con disolvente, adsorción, coagulación, floculación, métodos biológicos y electrolíticos (Radoiu et al., 2004).

4.2.2 Espectrometría de Difracción por Rayos Laser

El principio físico de un analizador de difracción, es bien conocido desde hace varios años atrás. J. Fraunhofer en 1817 describió un sistema para producir figuras de difracción cuya diferencia con los métodos actuales empleados, se basa solo en el foco luminoso (Frias et al., 1988).

Al pasar un rayo láser monocromático expandido a través de una muestra pulverizada, en seco o en suspensión en líquido no reactivo, la luz se difracta y se produce una figura de difracción de simetría radial en el plano focal de la lente (Ver Figura 4). Si todas las partículas iluminadas son de tamaño único, el rayo láser formará una figura de difracción, cuya energía de distribución sigue la ley de AIRY (Frias et al., 1988).

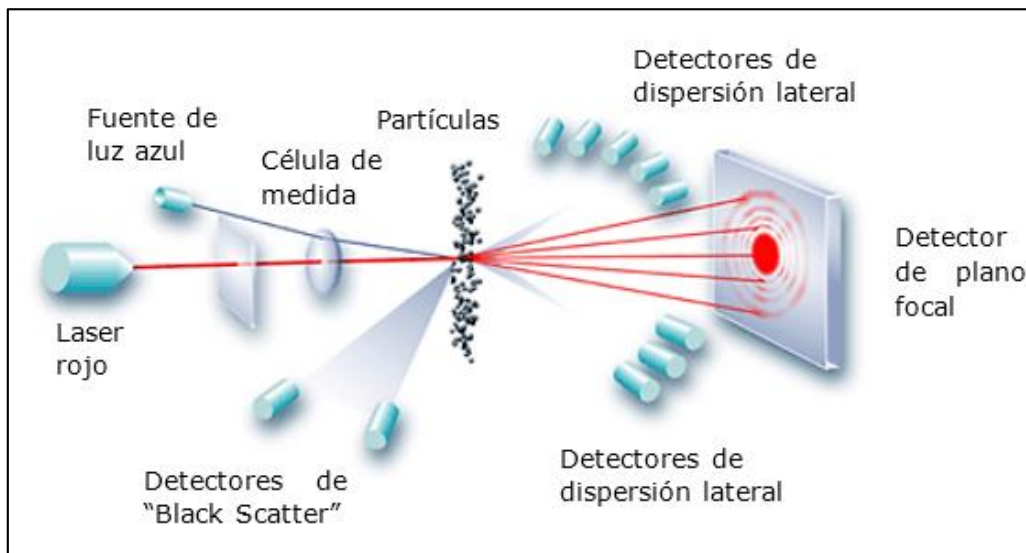


Figura 4. Esquema general del método de granulometría por difracción Laser

La intensidad luminosa de los anillos claros es directamente proporcional al número de partículas vistas con el haz de luz luminosa, y los radios de los anillos son inversamente proporcionales al diámetro de las partículas.

Cuando las partículas tienen tamaños diferentes, la figura de difracción obtenida se basa en una superposición de imágenes de AIRY, (Ver Figura 5) cada una de las cuales corresponde a un diámetro diferente de partícula, y cuya intensidad disminuye con la distancia al centro. A partir de esta figura de difracción se obtiene la distribución granulométrica de una muestra, mediante una serie de tratamientos y aproximaciones matemáticas (Frias et al., 1988).

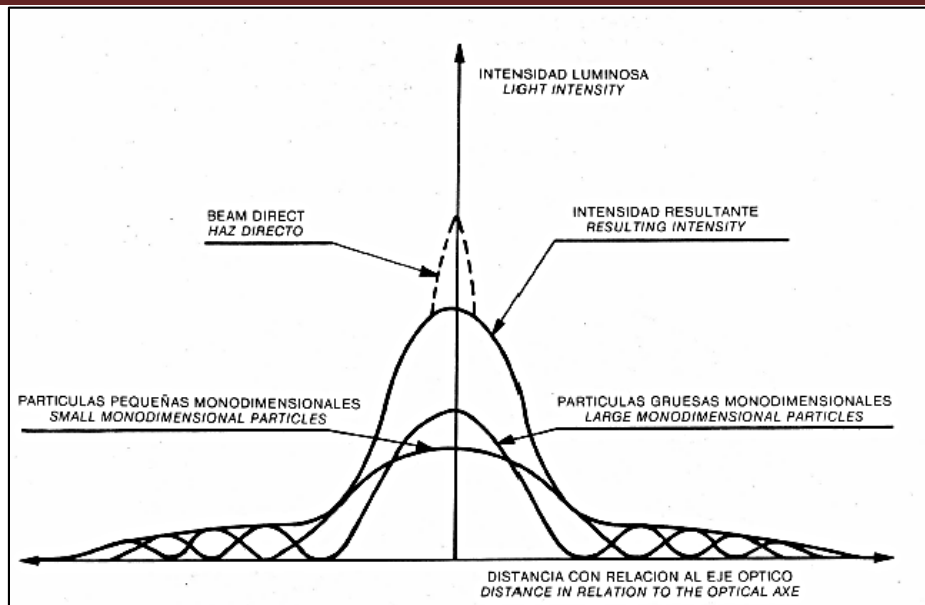


Figura 5. Curvas de distribución de intensidad luminosa

De acuerdo con Chavez et al. (2004), la variación de la DTP en un sistema de tratamiento de agua residual puede depender de la naturaleza de los sólidos suspendidos en el afluente, su distribución afluente del tamaño de partículas, y el tipo de tratamiento aplicado. Dado que la DTP es una manera útil de caracterizar el agua residual, hay lógicamente una relación entre este parámetro y otros utilizados para caracterizar el agua residual, como la DQO, sólidos suspendidos, el color y la turbidez.

PYE y BLOTT (2004) evaluaron la determinación de la distribución de tamaño de partículas utilizando un equipo de Difracción Láser disponible comercialmente, comprobando tanto su exactitud y precisión para diferentes tipos de muestras y encontrando una alta precisión en la medición para muestras con partículas hasta de 1 mm de tamaño.

Wu y He (2010) evaluaron la distribución de tamaños de partícula aplicando el método de difracción láser empleando el equipo Mastersizer 2000, en una muestra de agua residual tomada después del tratamiento preliminar de la PTAR de Loughborough Reino Unido, determinando una distribución de tamaños de partícula desde 0,4 hasta 900 μm . Los autores establecen que la difracción láser es un método sencillo para la medición de tamaños de partícula, pero que existe una limitación física del método cuando el tamaño de la partícula está en el intervalo de tamaño de la longitud de onda de 0,43 μm de la luz láser. Determinando una gran incertidumbre en los resultados de medición para estas partículas.

Por otro lado, Zhang et al. (2007) realizaron la caracterización de las partículas en diferentes puntos del tren de tratamiento de una PTAR de proceso químico-biológico a escala piloto operando con agua residual de la PTAR de Shanghai China. Determinando la distribución de tamaño de partículas empleando el equipo Coulter Ls230 de difracción láser con un rango de medición de 40 nm a 2000 μm . La medición de la distribución de tamaños de partícula por el método de difracción láser logró establecer que el contenido de partículas en el efluente se

encuentra en el rango de 0.4 – 340 m μ con un diámetro medio de 29.96 μ m. Posteriormente se identificaron los puntos del proceso en los cuales se logra identificar la eficiencia en la eliminación de partículas de menor y mayor tamaño con la eliminación de metales pesados, estableciendo que existe una relación de asociación entre la disminución de la concentración de metales pesados con la capacidad del proceso para eliminar partículas de gran o menor tamaño.

4.3 Sedimentación

La sedimentación es un proceso utilizado en el tratamiento del agua residual para separar sólidos en suspensión. La separación de los sólidos por sedimentación ocurre debido a un fenómeno netamente físico que consiste en la separación de los sólidos por gravedad, basándose en la diferencia de peso específico entre las partículas sólidas y el líquido donde se encuentran (Sastre, 2005). En este proceso, el objetivo es obtener un efluente clarificado y una mayor concentración de la suspensión, por lo tanto es de vital importancia conocer las propiedades de caída de los sólidos presentes en el agua residual. Cabe mencionar que, en el tratamiento del agua residual, los principios de sedimentación se emplean en el diseño de desarenadores, tanques de clarificación primaria, clarificadores secundarios o finales y espesadores de lodos por gravedad (Shammas, 2005).

Teniendo en cuenta que las partículas en suspensión sedimentan en diferente forma, se pueden considerar cuatro tipos de mecanismos: sedimentación de partículas discretas, sedimentación de partículas floculentas, sedimentación zonal y sedimentación por compresión. Estos mecanismos dependen de la naturaleza de los sólidos presentes en suspensión, de las características de las partículas y de su concentración (Ramalho, 1996; von Sperling, 2007). En la Figura 6 se presentan los mecanismos de sedimentación mencionados anteriormente.

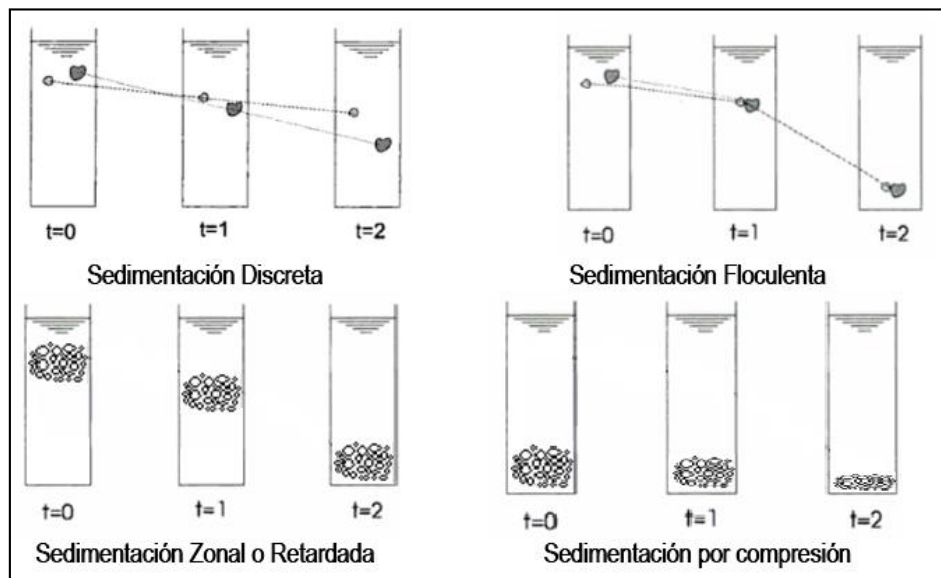


Figura 6. Representación gráfica de los tipos de sedimentación predominantes en el tratamiento del AR
Fuente: von Sperling (2007)

4.3.1 Sedimentación de partículas discretas

La teoría de la sedimentación discreta se basa en el supuesto de que las partículas son esféricas y de diámetros homogéneos. Cuando la partícula inicia su proceso de sedimentación, se va acelerando hasta que las fuerzas que causan la sedimentación, tales como el peso efectivo de la partícula (resultado de restar al peso de la partícula el empuje arquimedeano), se equilibran con las fuerzas de fricción provocadas por el medio fluido, este comportamiento se representa en la Figura 7. Cuando se llega al equilibrio, la partícula alcanza una velocidad de sedimentación constante, denominada velocidad final de sedimentación de la partícula (Ramalho, 1991; Horvath, 1994; Pérez, 1997).

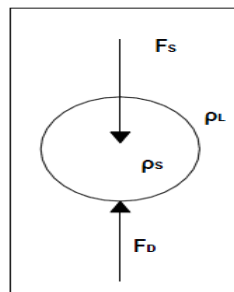


Figura 7. Fuerzas que intervienen en la sedimentación de una partícula
Fuente: Ramalho (1996)

4.3.2 Sedimentación de partículas floculentas

De acuerdo con von Sperling (2007) la sedimentación de partículas floculentas ocurre cuando existe una colisión de partículas que favorece la aglomeración, formación de flócs y por lo tanto, la velocidad de sedimentación (Ver Figura 8).

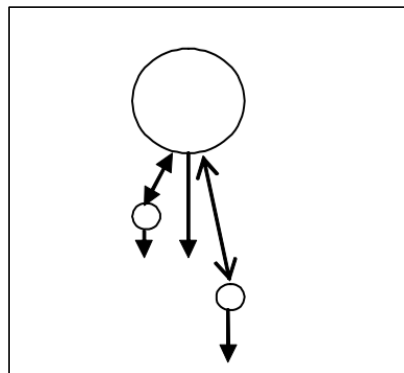


Figura 8. Sedimentación floculenta
Fuente: Wu y He (2010)

La velocidad de sedimentación de suspensiones floculentas depende de las características de las suspensiones, de las características hidráulicas de los clarificadores, de la turbulencia y variación de gradientes

de velocidad; factores que imposibilitan la preparación de un modelo matemático general. Por este motivo, se recurre a ensayos en laboratorio o plantas piloto con el propósito de predecir las eficiencias teóricas de reducción en función de las cargas superficiales o velocidades de sedimentación preseleccionadas (Scholz, 2006).

4.3.3 Sedimentación de partículas floculentas con caída libre

Si en una suspensión se tiene una concentración (1-C) de partículas que tienen una velocidad de sedimentación V_s , la proporción adicional de partículas reducidas que tiene una velocidad de sedimentación V_s será (Ecuación 1).

$$R = \frac{1}{V_s} \int_C^{C_0} V \cdot dc \quad \text{Ecuación 1}$$

La reducción total de sólidos suspendidos (SS) R será (Ecuación 2).

$$R_T = (1 - C) + \frac{1}{V_s} \int_C^{C_0} V \cdot dc \quad \text{Ecuación 2}$$

La función $R_T = f(V)$, de la Ecuación 2, se puede determinar por integración gráfica, y agregando los valores asociados (1 - C) mediante el ensayo de columnas de sedimentación o con el equipo modificado de prueba de jarras (Ver Figura 9).

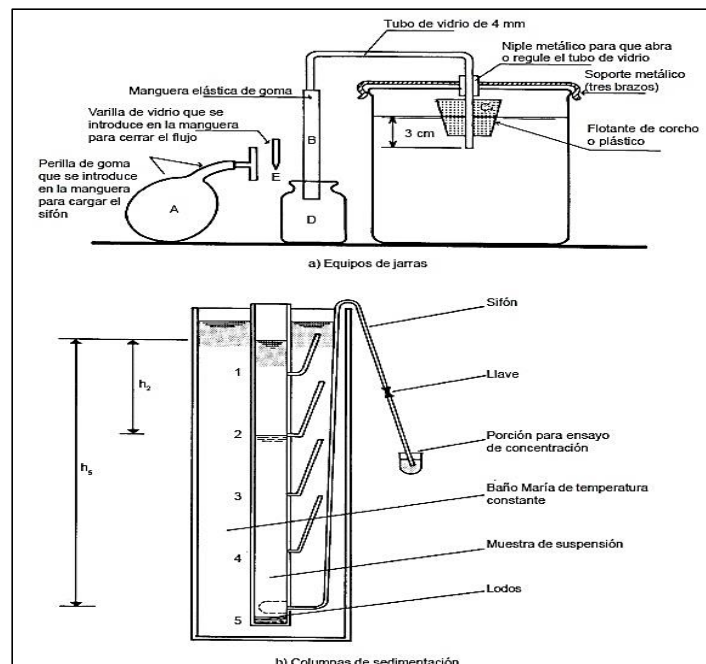


Figura 9. Ensayos de sedimentación
Fuente: Cánepa de Vargas et al. (2004)

El ensayo consiste en la determinación de las concentraciones del material en suspensión (C) cada cierto tiempo (t) y para una profundidad específica (h). Conociendo la concentración inicial (C_0) y la velocidad de sedimentación $V_s = h/t$, es posible obtener la eficiencia en la reducción de SS. Al graficar estos parámetros, se establece la curva teórica de velocidad de sedimentación en función de la eficiencia (Ver Figura 10), donde se observa que la curva no pasa por el origen. Esto implica que siempre se tendrá una fracción C_f de partículas que no serán reducidas en el clarificador, aun cuando se apliquen velocidades muy bajas de sedimentación. Esto involucra, en la práctica, la necesidad de contar con una unidad posterior al clarificador que sea capaz de reducir estas partículas (Cánepa de Vargas et al., 2004).

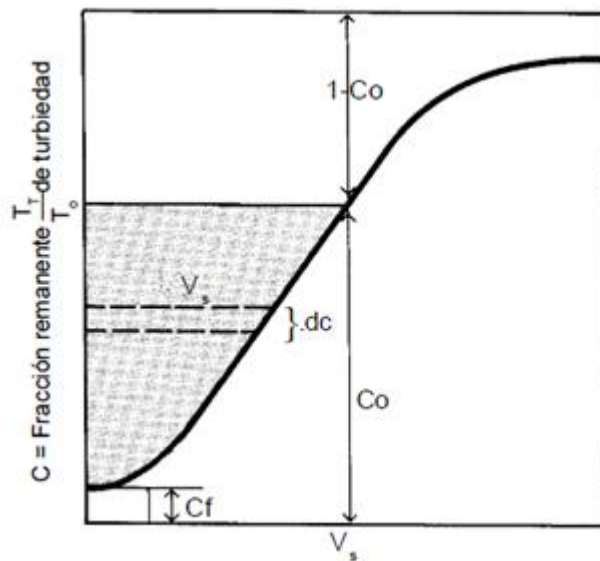


Figura 10. Curva de variación de eficiencia en función de la velocidad de sedimentación
Fuente: Cánepa de Vargas et al. (2004)

Otra característica de esta curva es la tendencia asintótica cuando esta se aproxima al eje "y". Esta tendencia permite definir una velocidad de sedimentación mínima para aplicaciones prácticas de diseño. No tendrá ningún sentido práctico seleccionar velocidades de sedimentación menores a este valor mínimo, ya que se incrementaría el área de la unidad y no se conseguiría mayor eficiencia en la reducción de sólidos (Cánepa de Vargas et al., 2004)

Como no todos los sólidos son sedimentables la curva no pasa por el origen y el primer término de la Ecuación 2 es igual a la Ecuación 3.

$$(1 - C) = [1 - (C_0 - C_f)]$$

Ecuación 3

El segundo término de la Ecuación 3, a su vez, es igual al área sombreada de la Figura 10 y corresponde a la Ecuación 4.

$$\frac{1}{V_s} \int_C^{C_0} V \cdot dc = \frac{(a + V_s)}{2V_s} (C_0 - C_f)$$

Ecuación 4

Por lo tanto, la reducción total de Sólidos se presenta en la Ecuación 5.

$$R_T = [1 - (C_0 - C_f)] + \frac{(a + V_s)}{2V_s} (C_0 - C_f)$$

Ecuación 5

Conocido el porcentaje de reducción total de SS alcanzado para cierta velocidad de sedimentación, es posible encontrar una velocidad de sedimentación que permita conseguir una reducción total para lograr una determinada calidad del efluente del clarificador.

4.3.4 Sedimentación zonal

En una suspensión que presenta una baja concentración de partículas, estas sedimentan o decantan libremente, en cambio cuando se presenta una alta concentración de partículas floculentas superiores a 500 mg/L, las partículas se encuentran a distancias tan reducidas que se adhieren entre sí y sedimentan masivamente, de esta manera se crea una clara superficie de separación entre los flocs y el líquido sobrenadante, este comportamiento de los sólidos es definido como decantación interferida o zonal (Cánepa de Vargas et al., 2004).

4.3.5 Sedimentación por compresión

La interacción entre las partículas es total, las partículas no son soportadas de forma hidráulica, sino que en parte son soportadas por otras partículas, por lo que se producen reducciones de volumen debido a la evacuación del agua que se encuentra en la masa de sedimentos. La teoría de la sedimentación en suspensiones líquidas establece que el nivel de la interfase agua – sedimento variará con el tiempo transcurrido (Bustos, 1999), como se muestra en la Figura 11.

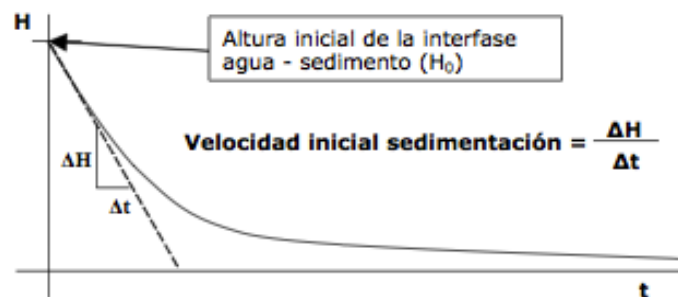


Figura 11. Curva típica de sedimentación de una suspensión líquida
Fuente: Tchobanoglous y Burton (1995)

La velocidad de sedimentación irá disminuyendo paulatinamente a medida que las partículas sedimentadas pasen de una sedimentación de tipo discreto a una sedimentación por compresión. Adicionalmente, la velocidad inicial de sedimentación es inversamente proporcional a la concentración de la suspensión, tal como se muestra en la Figura 12 (Villacrese et al., 2009).

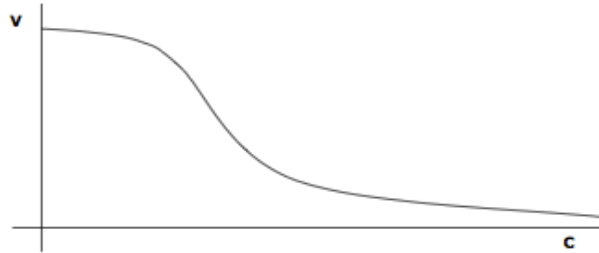


Figura 12. Comportamiento de la velocidad de sedimentación a medida que se concentra la suspensión evaluada Fuente: Tchobanoglous y Burton (1995)

4.4 Factores que influyen en la sedimentación de sólidos

4.4.1 Floculación

Uno de los factores que puede mejorar la sedimentación de los sólidos contenidos en el agua residual es la floculación. El propósito de este proceso es promover la interacción de las partículas y formar agregados que se pueden eliminar de manera eficiente. En la floculación intervienen tres mecanismos de transporte de sólidos (AWWA, 1999):

- i. Floculación pericinética o browniana: se debe a la energía térmica del fluido
- ii. Floculación ortocinética o gradiente de velocidad: se produce en la masa del fluido en movimiento
- iii. Sedimentación diferencial: se debe a las partículas grandes que al precipitarse, colisionan con las más pequeñas que van descendiendo lentamente y se van aglomerando

Floculación Pericinética. Las primeras teorías sobre la cinética de la floculación fueron desarrolladas por Smoluchowski (1917) citado por Cánepa de Vargas et al. (2004), quien derivó las expresiones básicas para la frecuencia de colisión de las partículas bajo el efecto del movimiento browniano en régimen de flujo laminar (Ecuación 6).

$$J = \frac{1}{6} n_1 n_2 (d_1 + d_2) \frac{d_v}{d_z}$$

Ecuación 6

Donde:

J = número de colisiones entre las partículas

n1 = concentración de partículas de diámetro (d1)

n2 = concentración de partículas de diámetro (d2)

dv/dz = energía desarrollada en el proceso

En la floculación pericinética, la desestabilización de las partículas es el paso inicial. En esta etapa, los sólidos coloidales que presentan un tamaño inferior a 1 μm comienzan a aglomerarse por el efecto que el movimiento browniano ejerce sobre este tipo de sólidos, de esta manera se forma el microfloculo inicial. Una vez se haya alcanzado esto, la floculación ortocinética tiene lugar y genera el desarrollo del microfloculo, es decir, se promueve un incremento de tamaño del microfloculo (AWWA, 1999).

Teniendo en cuenta que la floculación pericinética está relacionada con la energía térmica del fluido, algunos autores han evaluado el efecto de la temperatura en el proceso de floculación, reportando que, cuando la temperatura del agua se encuentra cercana a 0°C la floculación pericinética disminuye y la floculación ortocinética es totalmente ineficiente, ya que este tipo de floculación no tiene influencia sobre partículas con un tamaño inferior a 1 μm (AWWA, 1999).

Bratby (1981) reporta que con gradientes de velocidad en el agua residual mayores de 5 s^{-1} y partículas con un diámetro mayor de un 1 μm , el efecto de la floculación pericinética es despreciable. Adicionalmente, sostiene que el proceso de floculación pericinética solo, es sumamente lento y precisa alrededor de 200 días para reducir a la mitad un contenido de 10.000 virus/mL en una muestra de agua, por lo que define la aglomeración de las partículas como la actuación de los tres mecanismos de transporte: pericinética, ortocinética y diferencial. La velocidad de floculación depende del volumen total de flócs y no del número ni del tamaño de las partículas primarias (Hudson, 1965 citado por Cánepa de Vargas et al., 2004).

Por otra parte, Harris et al. (1966) y Parker et al. (1972) citados por Cánepa de Vargas et al. (2004) mencionan que los flócs que han sido formados por floculación pueden ser desintegrados mediante dos formas: i) por erosión de las partículas primarias de la superficie de los flócs y ii) por fractura del flóc propiamente dicho, para formar un grupo de aglomerados floculentos de menor tamaño.

Floculación ortocinética. Smoluchowski (1981) deriva una expresión para la velocidad de colisión entre partículas esféricas que se mueven a lo largo de líneas de corriente paralelas, que tiene en cuenta una suspensión de igual radio, a , y una concentración de partículas N , la Ecuación 7 describe como el número de partículas disminuye por acción de la floculación ortocinética.

$$-\frac{dN}{dt} = \frac{16}{3} \propto N^2 G a^3$$

Ecuación 7

Al derivar la Ecuación 7, Smoluchowski supone que las partículas continúan moviéndose a lo largo de trayectorias rectilíneas hasta el momento de la colisión, y que la presencia de partículas puede causar líneas de flujo con trayectorias curvilíneas. Dos partículas que colisionan entre sí forman un doblete que puede ser transitoria o permanente. En el primer caso, el doblete gira a través de un cierto ángulo antes de que las partículas se separan por fuerzas del fluido. Incluso el autor sostiene que en la ausencia de fuerzas de repulsión entre las partículas, el efecto hidrodinámico puede causar una reducción significativa en la eficiencia de las colisiones entre partículas.

Este autor encontró que la eficiencia de colisión calculada, depender de la velocidad de cizallamiento, radio de la partícula, la constante de Hamaker, A y la "longitud de onda característica", λ , (constante que determina la interacción de las fuerzas de van der Waals), comportamiento que es representado por la Ecuación 8.

$$\alpha_o = f(\lambda/a) C_A^{0,18}$$

Ecuación 8

La velocidad de aglomeración de las partículas en la floculación ortocinética tiene directa relación con el parámetro gradiente de velocidad, es decir que cuanto mayor sea el gradiente de velocidad, más rápida es la velocidad de aglomeración de las partículas. Por otra parte, a medida que los flócs aumentan de tamaño crecen las fuerzas de cizallamiento hidrodinámico, que son inducidas por el gradiente de velocidad, por esta razón, los flócs crecerán hasta un tamaño máximo por encima del cual las fuerzas de cizallamiento alcanzan una intensidad que los rompe en partículas menores (AWWA, 1999).

Según CEPIS (2004), la resistencia de los flócs depende de los siguientes factores:

- de su tamaño, forma y compactación
- del tamaño, forma y naturaleza de las micropartículas
- del número y forma de los ligamentos que unen las partículas

A este tipo de sedimentación se le define como macrofloculación, ya que afecta principalmente la agregación de partículas mayores de aproximadamente $1 \mu m$ (Tchobanoglous et al. 2003).

Efecto de barrido

Teóricamente la condición de barrido se conoce como un fenómeno atribuido al arrastre o sedimentación inmediata de partículas de mayor tamaño, ejercida por la acción de un coagulante sobre una solución, donde los flócs formados alcanzan altas velocidades de sedimentación. Este efecto también es llamado sedimentación diferencial, que se debe a las partículas grandes que al precipitarse, colisionan con las más pequeñas que van descendiendo lentamente y se van aglomerando (Canepa de Vargas et al., 2004). Otros autores como Wahlberg et al. (1999) reportan que mecanismos de mezcla rápida pueden inducir a la colisión física de las partículas, favoreciendo la aparición del efecto de barrido en una suspensión sin necesidad de la adición de sustancias químicas.

Aspectos que afectan la floculación. Abdel-Magid et al. (1996) señalan que existen factores que afectan la floculación de las partículas, como la carga hidráulica superficial, el tiempo de retención hidráulico, y la profundidad de la unidad de sedimentación. Además, estos autores sostienen, que un aumento en el gradiente de temperatura por efecto de la radiación solar, resulta en un aumento en la velocidad de sedimentación de las partículas, debido a los cambios de viscosidad en el fluido. Otro efecto de esta variación es la posible formación de corrientes de convección que tienden a resuspender el material sedimentado.

Wahlberg (2001) argumenta que el proceso de floculación es posible mejorarlo mediante la eliminación de las fuerzas de cizallamiento excesivas, que son causadas por la aplicación de altos gradientes de mezcla o largos periodos de floculación.



Según Wilén et al. (2008) el tamaño y la densidad de las partículas son parámetros críticos para la sedimentación floculenta, específicamente para la estabilidad del flóc, ya que los flócs débiles pueden desintegrarse debido a las fuerzas de cizallamiento, y conducen un mayor número de pequeños flócs dispersos al efluente. Por otra parte, se ha demostrado que condiciones anaerobias producen la desintegración de los flócs formados (Wilén et al., 2000).

Takács et al. (1991) citado por Patry y Takács (1992) postularon que existe una relación entre la velocidad promedio de una suspensión floculenta en las capas superiores de un clarificador y la concentración de sólidos suspendidos de esa capa.

Aplicación de la floculación en el ARD. La floculación suele ser aplicada antes de los clarificadores primarios, con el objetivo de formar flócs a partir de la materia finamente dividida. La mezcla puede ser de tipo mecánico o agitación por aire sin ninguna adición química. La floculación en clarificadores primarios, puede aumentar la eliminación de los sólidos suspendidos. En clarificadores secundarios después del tratamiento biológico, es aplicada para aumentar las eficiencias. Este proceso puede ser llevado a cabo en una unidad separada o como una combinación de la floculación y los clarificadores. En los sistemas de floculación mecánica o agitación del aire, es una práctica común disminuir la entrada de energía, de manera, que los flócs formados no sean fracturados al salir del floculador. Los tiempos de retención para este tipo de unidades han sido evaluados entre 20 a 60 minutos (con un valor típico 30 minutos) (Metcalf y Eddy, 2003).

Estudios realizados por Cheknane et al. (2004) sobre la floculación para la eliminación de sólidos en suspensión en el agua residual y en agua potable, establecieron que para lograr una buena floculación y eficiencias en la reducción de sólidos. El número de Camp se debe encontrar en el orden de $1,2 \times 10^4$, este se relaciona con las condiciones de energía de floculación en un medio granular, que corresponde a un gradiente de velocidad de aproximadamente 45 s^{-1} y se encuentra dentro del intervalo recomendado para la floculación por lotes o (batch).

4.4.2 Temperatura

La temperatura es un factor ambiental que afecta la viscosidad y densidad del medio, y por lo tanto también repercute en la eficiencia de la sedimentación, ya que estos aspectos tienen un efecto significativo sobre la velocidad de sedimentación de las partículas (Ridenour, 1930 citado por Wong, 1999).

Se ha demostrado que la temperatura y la salinidad del AR afluente tienen un efecto negativo en la hidrodinámica de la clarificación. Si existe una variación temporal significativa en la temperatura, el efecto sobre la hidrodinámica puede ser dramático (McCorquodale, 2001 citado por Wilson, 2005). Variaciones de temperatura producen variaciones de densidad del agua y originan corrientes térmicas que a su vez, generan cortocircuitos hidráulicos en las unidades de tratamiento y afectan las reacciones químicas y actividades biológicas (Lee y Lin, 2000).

La formación de corrientes de densidad y térmicas es un fenómeno inestable, que se producen cuando existe una variación de temperatura mayor que 1°C por hora, esto ocurre cuando la temperatura afluente a un

clarificador es menor que la temperatura dentro del clarificador o cuando disminuye la temperatura de las capas superficiales. En este último caso, el agua residual afluyente presenta una densidad mayor que la del agua que se encuentra en el fondo del clarificador, lo cual genera un desplazamiento del fluido que se conoce como “corrientes de fondo”, este flujo avanza a alta velocidad y llega a la salida del clarificador en un tiempo de retención hidráulico menor al esperado, causando el arrastre de sólidos.

Con el tiempo, la temperatura dentro del clarificador se aproxima a la del afluyente, dando como resultado la desaparición de las corrientes de densidad (Wilson, 2005)

El fenómeno inverso se presenta cuando la temperatura del afluyente es mayor que la del clarificador, esta situación sucede durante el día por el calentamiento de las masas de agua superficial, en este caso se forman “corrientes superficiales” que avanzan de la entrada a la salida, impidiendo la sedimentación de las partículas (Horváth, 1994; Chapra, 1997). Esto sucede porque el afluyente se convierte en una columna ascendente con alta turbulencia. Esto va acompañado de corrientes de densidad superficiales y cortocircuitos en la zona del canal de recolección del efluente.

Adicionalmente, la temperatura se convierte en un factor importante cuando se tiene bajas concentraciones de sólidos. El aumento en la viscosidad del AR a temperaturas bajas, retrasa la sedimentación de partículas, requiriéndose mayores tiempos de retención hidráulico para sedimentar (Wilson, 2005).

4.4.3 Características hidráulicas

Teniendo en cuenta que los criterios y parámetros hidráulicos de diseño pueden generar corrientes cinéticas que afecten la eficiencia de los clarificadores o decantadores, a continuación se detallan los componentes principales del clarificador que pueden generar este tipo de corrientes según los autores, Weber (1979); Metcalf y Eddy (2003); citados por Cánepa de Vargas et al. (2004).

Zona de sedimentación. En esta zona se debe tener un *número de Reynolds* lo más bajo posible y el *número de Froude* más elevado, para tender a un flujo laminar y estabilizar el flujo. En esta zona las líneas de flujo no deben encontrarse con ningún tipo de obstrucciones que alteren su trayectoria. Adicionalmente, la presencia de flujo pistón mejora el proceso y el flujo mezclado no lo favorece (Wilson, 2005).

Zona de entrada. La zona de entrada en un clarificador es un conjunto de estructuras que debe permitir una distribución uniforme del flujo de agua hacia la zona de sedimentación. En una unidad de sedimentación convencional de flujo horizontal, esta distribución uniforme debe darse a todo lo ancho de la unidad y en profundidad. La configuración de entrada usual en un clarificador circular es una tubería vertical en el medio del tanque. El deflector circular alrededor de la entrada, fuerza al agua residual a fluir hacia el fondo del tanque alrededor de la tubería. Las alteraciones del flujo en la zona de entrada deben evitarse y su presencia puede deberse a una velocidad excesiva del flujo en la entrada del clarificador. Al no haber disipación adecuada de esta energía, las masas de agua entran con diferente gradiente de velocidad, creando turbulencias que pueden extenderse dentro de la zona de sedimentación (Wilson, 2005).

Zona de salida. Esta zona se caracteriza por permitir una recolección uniforme de agua sedimentada a una velocidad tal que evite el arrastre de flócs en el efluente. Canaletas de pequeña longitud, mal ubicadas, mal niveladas o mal diseñadas producen cortocircuitos hidráulicos y zonas muertas que pueden inutilizar grandes áreas de los clarificadores (Wilson, 2005).

La influencia del viento sobre la superficie de los clarificadores puede producir corrientes de suficiente intensidad, que promuevan cambios en la dirección del flujo y una alteración en el equilibrio de la masa de agua, que interfiere en el proceso de sedimentación o desequilibra la distribución del flujo en el sistema de recolección del agua (Arboleda, 2000).

4.4.4 Características físico-químicas

Influencia del pH. Con el objeto de determinar la influencia del pH sobre la sedimentación de las partículas en una suspensión preparada de Dióxido de Titano Gustafsson et al. (2003) definieron que el comportamiento de la sedimentación de este tipo de sólidos, puede predecirse evaluando el potencial Z. Este análisis se centró en la evaluación del proceso de formación de flócs, encontrando que un alto potencial Z, para concentraciones iniciales altas de la solución, pueden generar sedimentos densos y de baja resistencia al cizallamiento. Por lo cual, valores elevados de pH (>7 unid) inducen al rompimiento de los flócs formados por el fenómeno de barrido, generado en los instantes iniciales del periodo de sedimentación. Incluso leves aumentos del pH, del orden de 0,3 unid, en una solución en condiciones de floculación tanto estables como inestables, causan un aumento en las fuerzas de repulsión, que inciden en la disminución del diámetro de los flócs formados. Por el contrario, los autores sostienen que un bajo potencial Z indica un predominio de las fuerzas de atracción, produciendo sedimentos porosos de alta resistencia al cizallamiento, debido a la acumulación de una red continua de partículas en los flócs.

De acuerdo con lo expuesto por Gustafsson et al. (2003) el pH es un factor que incide en el mecanismo de sedimentación floculenta, pues fluctuaciones del pH pueden influir tanto positiva como negativamente en la dinámica de la agregación de los sólidos. Este hecho implica, que no solo el contenido final de sólidos sedimentados puede ser controlado, sino que también la dependencia del tiempo de sedimentación, solamente induciendo una variación en el pH de la suspensión.

Hidráulica del reactor. La hidráulica es un elemento fundamental para el funcionamiento de los clarificadores primarios. Incluyendo factores externos a los clarificadores como la distribución del caudal, y el comportamiento hidráulico interno de las unidades. La distribución equitativa del caudal afluente a los clarificadores, es esencial para garantizar el rendimiento de las unidades. Para lograr una operación consistente y confiable, el diseño del sistema de distribución de caudales, debe ser tal que se logre una adecuada distribución en la alimentación tanto en condiciones esperadas como con unidades fuera de servicio. La reducción de la turbulencia en las estructuras de distribución de caudal es un factor importante para evitar la ruptura de los flócs (Wilson, 2005).

Diferentes estudios se han realizado a fin de aplicar modelos que puedan predecir la complejidad de los diferentes factores que afectan el desempeño hidráulico de los clarificadores. La eficiencia de los clarificadores

primarios depende tanto de las características de los sólidos suspendidos como del patrón de flujo. El patrón de flujo y la ruta tomada por los sólidos suspendidos a través del clarificador están estrechamente ligados a la eficiencia del clarificador (Stamou et al., 1989). La turbulencia es uno de los factores que afectan hidráulicamente el desempeño de los clarificadores, si esta no se predice correctamente puede ocasionar resuspensión de las partículas que ya han sedimentado (Shahrokhi et al., 2012).

Uno de los modelos más implementados por los investigadores para la predicción de turbulencias en clarificadores, es el modelo de turbulencia de dos ecuaciones k-e (Schamber et al., 1981; Citado por (Shahrokhi et al., 2012). Kahane et al. (2002) mencionaron en su investigación que el transporte de sólidos suspendidos, desde la entrada del clarificador hacia varios puntos de la zona de sedimentación, es regido por la hidrodinámica y turbulencia del flujo.

Las zonas muertas también denominadas por algunos autores como zonas de circulación, generalmente ocupan un volumen considerable en los clarificadores, reduciendo el volumen efectivo para el proceso de sedimentación, es decir para que las partículas se depositen en el fondo del clarificador (Shahrokhi et al., 2012). La existencia de grandes regiones de zonas muertas en los clarificadores primarios, afecta el desempeño de estas unidades, generando la disminución de la sedimentación efectiva de los sólidos suspendidos. Por lo tanto, el objetivo importante en el diseño de clarificadores primarios es la disminución de la probabilidad de la formación de regiones de circulación. Un método aplicable para reducir del volumen de las zonas muertas y aumentar el rendimiento de los clarificadores, es utilizar un deflector de configuración adecuada (Razmi et al., 2009).

Willss y Davis (1962) citados por Shahrokhi et al. (2012), estudiaron los efectos de deflectores transversales y longitudinales en el rendimiento de clarificadores rectangulares, demostrando que los deflectores transversales disminuyen la formación de cortos circuitos. Bretscher et al. (1992) demostró que deflectores intermedios en clarificadores rectangulares afectan los campos de velocidad y la concentración de sólidos suspendidos. Por otra parte, Zhou et al. (1992) aplicaron un modelo numérico en el estudio de la actuación de los clarificadores secundarios circulares con deflectores bajo diferentes cargas hidráulicas y de sólidos. Su modelo reveló la importancia que tienen los deflectores en la disipación de la energía cinética del caudal afluente, y en la reducción de cortocircuitos, e indicó que la ubicación del deflector tiene un efecto pronunciado en la naturaleza del flujo. Después de probar varias posibilidades en la modificación de diseño en la configuración o patrón de flujo en el tanque, Huggins et al. (2005) notaron que al añadir un deflector, aumentó el porcentaje de reducción de sólidos de 81,8% a 91.1%, resultando en una reducción de aproximadamente el 51% de los sólidos en el efluente.

Goula et al. (2008b) probaron un modelo numérico para estudiar la sedimentación de partículas en clarificadores aplicando un deflector vertical instalado en la entrada de la unidad. Encontrando que el uso del deflector aumentó la eficiencia en la sedimentación de partículas en un 98.6%, en comparación con el 94,40% para un tanque estándar sin deflector. Razmi et al. (2009) utilizando enfoques experimentales y numéricos investigaron los efectos de la posición de deflectores en el campo de flujo del clarificador, evidenciando que el uso de deflectores proporciona una distribución más uniforme de la velocidad en el clarificador y reduce el volumen de las zonas muertas.

En otros estudios Tamayol et al. (2008) muestran que para mejorar la eficiencia de los clarificadores es necesario disponer de un flujo uniforme y laminar. El patrón de flujo uniforme puede ayudar a la sedimentación de partículas en suspensión a una velocidad constante durante un corto periodo tiempo. La no uniformidad del campo de velocidades se produce como resultado de la presencia de zonas muertas en el clarificador (Razmi et al., 2009).

Liu et al. (2009) mencionan que la formación de regiones de velocidad uniforme lleva a la fácil sedimentación de partículas en suspensión. Al-Sammaraee y Chan (2009) concluyeron que la instalación de deflectores puede mejorar la eficiencia del tanque en términos de sedimentación.

Shahrokhi et al. (2012) indican que los deflectores actúan como barreras que suprimen eficazmente las velocidades horizontales del flujo y la fuerza de las partículas hacia la parte inferior del clarificador; adicionalmente señalan que la utilización de deflectores sin suficiente precaución puede empeorar el rendimiento en comparación con clarificadores convencionales que no apliquen deflectores en su configuración.

Corrientes de densidad. El diseño de clarificadores para procesos de potabilización y tratamiento de agua residual, a menudo se basan en la suposición de flujo uniforme a través del tanque. Dick (1982) mostró sin embargo que muchos tanques de sedimentación a gran escala no siguen el comportamiento de flujo ideal. Debido a las incertidumbres en la hidrodinámica de clarificadores, los diseñadores suelen utilizar los factores de seguridad para dar cuenta de este comportamiento de flujo no ideal (Abdel-Gawad y McCorquodale, 1984). De acuerdo con Tay y Heinke (1983), Devantier y Larock, (1987) y Wells (1990), el comportamiento de flujo no ideal puede ser el resultado de lo siguiente:

- Geometría de la entrada y salida del clarificador
- Turbulencia en el flujo de entrada
- Zonas muertas en el tanque
- Resuspensión de sólidos sedimentados
- Corrientes de densidad causados por los sólidos en suspensión y los diferenciales de temperatura dentro del tanque.

Shamber y Larock (1981), Abel-Gawad y McCorquodale (1984) modelaron corrientes de densidad en clarificadores circulares suponiendo estado estacionario. En estos casos, se ignoró el efecto de las diferencias de densidad debido a las variaciones de la temperatura y la estratificación de los sólidos suspendidos. Más tarde, Devantier y Larock (1987) utilizaron una forma modificada del modelo-k, modelo de turbulencia de Rodi (1980) para predecir corrientes en un clarificador circular en estado estacionario. El efecto de la flotabilidad en la hidrodinámica del tanque se consideró de importancia secundaria y fue ignorado en la formulación del modelo final. McCorquodale (1997) resume el estado de la técnica en la hidrodinámica de la modelación de un clarificador circular, y evidenció que los modelos para clarificadores disponibles a la fecha, no tenían en cuenta el impacto de las diferencias de temperatura dentro del tanque, causadas por el calentamiento o enfriamiento atmosférico.

Teniendo en cuenta lo anterior Wells y LaLiberte (1998) desarrollaron un modelo matemático para clarificadores circulares suponiendo un sistema radial de estado estacionario y flujo turbulento. En este estudio se evaluó la

importancia relativa del efecto de las diferencias de temperatura en la hidrodinámica del clarificador, mostrando que diferencias de solo 1°C son significativas para generar fenómenos de corrientes de densidad.

Más adelante Taebi-Harandy y Schroeder (2000) investigaron el régimen de flujo interno en clarificadores secundarios con el fin de identificar y evaluar las principales causas de las corrientes de densidad, determinando que diferencias de temperatura al interior del clarificador tan pequeñas como $0,2^{\circ}\text{C}$, da lugar a la formación de corrientes de densidad. Por otra parte, se llegó a la conclusión de que la formación de corrientes de densidad en un clarificador es independiente de la cantidad de sólidos suspendidos en el afluente, además de que a escala real, debido a las diferencias entre la temperatura ambiente y la temperatura del afluente, la formación de corrientes de densidad en clarificadores secundarios parece ser inevitable y poco afectadas por la presencia de baffles en la entrada al clarificador o deflectores intermedios.

Uno de los supuestos básicos en el diseño y operación de clarificadores, es la no ocurrencia de cortocircuitos. Por lo tanto, la creación de las condiciones óptimas para satisfacer estas suposiciones es una preocupación importante en el diseño y operación de los clarificadores. Un factor importante en la desviación de las condiciones óptimas es la presencia de corrientes de densidad (Taebi-Harandy y Schroeder, 2000).

Con el fin de predecir, controlar y obtener una visión más profunda sobre el comportamiento hidráulico de los clarificadores primarios y secundarios basado en los cambios de densidad en el flujo, Kim et al. (2005) desarrollaron un programa computarizado por medio de algoritmos y modelos relacionados, que establecían los patrones de flujo para diferentes variaciones del número de Froude (Fr), junto con importantes parámetros como configuración de deflectores, modelos empíricos de sedimentación de sólidos suspendidos y tensiones de Reynolds. Los resultados obtenidos del modelo mostraron que patrones de flujo como el fenómeno de cascada que se origina en el extremo frontal del clarificador y las corrientes de fondo debidas principalmente al aumento de la densidad del flujo, especialmente para el caso de la disminución del número de Froude, pueden ser predichos a través de herramientas computacionales.

De los escenarios analizados por el modelo, como conclusión se establece que la presencia de deflectores no es necesaria para la condición de un bajo Froude, ya que se observan fuertes corrientes de fondo. Por el contrario, para el caso de un alto Froude, el papel del deflector con relación en la ubicación y la altura, es más crítico para inducir un patrón de flujo tipo pistón, que genere el aumento de la eficiencia en la eliminación y prevención de la resuspensión de los sólidos.

Goula et al. (2008a) desarrollaron un modelo basado en el código de Dinámica de Fluidos Computacional (DFC) utilizado para evaluar el efecto de la variación de la temperatura en la sedimentación de los sólidos suspendidos afluentes a un clarificador para el tratamiento de agua potable. El modelo explora varios aspectos específicos de la aplicación de agua potable a fin de obtener una herramienta computacional mucho más eficiente que las correspondientes herramientas empleadas para simular clarificadores primarios y secundarios de agua residual.

Los resultados del estudio muestran que cuando sube la temperatura afluente, en el clarificador se presenta un ascenso del flujo que cambia de dirección de una corriente circular en sentido de las agujas del reloj, a una

rotación en sentido antihorario. El flujo en la corriente superficial es mayor que el flujo del efluente, ocasionando por lo tanto, que las partículas permanezcan en suspensión.

Este proceso conduce a la disminución del porcentaje en la eficiencia de reducción de partículas de diámetro alrededor de 250 μm de 99.5% a 76.0%. A medida que el agua afluente es más caliente, el diferencial de temperatura disminuye, el contraflujo se vuelve más débil y la eficiencia comienza a aumentar. Según Goula et al. (2008a), una diferencia de temperatura de sólo 1°C es suficiente para inducir corrientes de densidad, que provocan la distribución no uniforme de sólidos, y por lo tanto, cortocircuitos a través del Clarificador. El resultado neto es la reducción del tiempo de retención hidráulico en el clarificador. Estos resultados confirman que existe una relación entre la diferencia de la temperatura afluente, el tiempo y la eficiencia de la sedimentación. En general, se evidenció que la DFC proporciona nuevos conocimientos sobre el funcionamiento de un clarificador para el tratamiento de agua potable y se puede modelar su comportamiento con precisión simulando no sólo cambios internos (por ejemplo, deflectores, forma de tolva, paredes divisorias), sino también los cambios externos (carga hidráulica, temperatura, viento). Por lo tanto, es una herramienta de diseño que integra el comportamiento físico del clarificador con su geometría.

Como se mencionó anteriormente, de los principales problemas que se pueden presentar en el tratamiento primario del agua residual, es el surgimiento de corrientes secundarias en cualquiera de sus componentes. La ocurrencia de este fenómeno se debe a las siguientes condiciones: 1) diferencias de temperatura dentro los clarificadores, 2) diferencias en las propiedades físicas del lodo, como por ejemplo densidades diferenciales, 3) debido a factores externos, como caídas de temperatura, 4) hidráulica del clarificador.

De acuerdo con Sánchez (2008) las corrientes de densidad debido a las diferencias de temperatura, se pueden mitigar de dos formas, la primera de ellas es haciendo que el agua residual ingrese primero a un tanque de homogenización; la segunda es disponer los clarificadores en un lugar cerrado, de tal modo que no estén sujetos a gradientes de temperatura fuertes entre el día y la noche.

4.5 Ensayos de sedimentación

La velocidad de sedimentación de suspensiones floculentas depende de las características del agua residual, así como de las características hidráulicas de los clarificadores y de la presencia de procesos relacionados con la floculación por diferencia de velocidades de sedimentación de los flócs, influencia de la turbulencia, distribución de tamaños de partículas y la presencia de gradientes de velocidad. Cabe mencionar que todos estos factores imposibilitan la preparación de un modelo matemático general y por tal motivo es necesario recurrir a ensayos de laboratorio o plantas piloto, con el propósito de predecir las eficiencias teóricas de reducción de los sólidos en suspensión en función de la concentración de partículas o la velocidad de sedimentación (Pérez, 1997).

4.5.1 Columna de Sedimentación

La sedimentación es un método natural de eliminar las partículas en suspensión del agua residual. Los sólidos son más pesados que el agua y por lo tanto, la sedimentación por gravedad es la técnica de separación sólido/líquido más común (Peavy et al., 1985). Para determinar las características de sedimentación de una suspensión y para medir las velocidades de sedimentación de partículas discretas en suspensiones diluidas, un método indirecto fue ideado por Camp en 1946, quien introdujo por primera vez el concepto del procedimiento de columnas de sedimentación (Piro et al., 2011). Posteriormente, este ensayo fue aplicado en suspensiones floculentas, ya que la sedimentación de estas partículas no puede ser representada mediante una descripción matemática que utilice las leyes de la física como las leyes de Newton y Stokes (Zanoni, 1975; citados en Halkude, 2011); por lo tanto, ha sido una práctica común emplear ensayos de columna de sedimentación a escala de laboratorio, como base para determinar las características de sedimentación de suspensiones floculentas y poder establecer los criterios de diseño de las unidades de tratamiento de agua residual (Pise y Halkude, 2014).

En general, varios tipos de columnas de sedimentación han sido utilizadas. El primer tipo y más común es la columna estacionaria de sedimentación con puntos de muestreo ubicados a lo largo de la longitud de la columna (Ver Figura 13). Los otros tipos de columnas que se usan también con frecuencia, son variaciones del diseño original y sólo se diferencian en la forma como se mezcla la muestra antes de que comience el ensayo (Pisano, 1996).

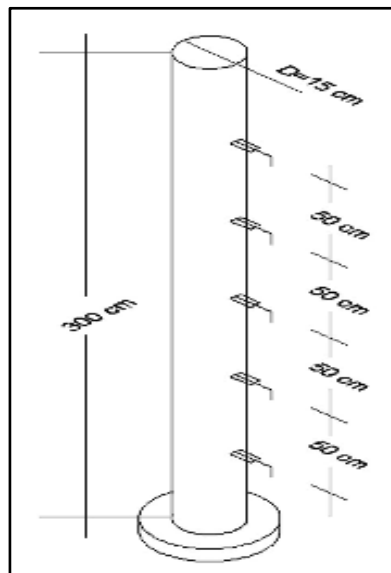


Figura 13. Columnas de sedimentación escala laboratorio
Fuente: Piro et al. (2011)



En cuanto a las dimensiones de la columna a emplear, se recomienda una columna de un diámetro mínimo de 127 mm para minimizar los efectos de la pared (Eckenfelder, 1989). Teóricamente, la profundidad de la columna no influye en el análisis (Peavy et al., 1985), pero se recomienda una profundidad de 3 m que corresponde a una profundidad típica adoptada en el diseño de los tanques de sedimentación (Piro et al. 2011).

El fundamento teórico del ensayo de columnas, es determinar la carga hidráulica superficial (CHS) o velocidad de sedimentación requerida para una eficiencia de reducción dada. El método tradicional de análisis de los datos fue presentado por O'Connor y Eckenfelder (1958) citados por Pise y Halkude (2011). En su método, los datos de concentración se obtienen de las muestras que son tomadas de cada punto de la columna a intervalos de tiempo previamente establecidos; se recomienda que el tiempo total en que se recogen las muestras sea igual al tiempo de retención teórico del clarificador. El porcentaje de reducción de sólidos suspendidos totales deberá ser calculado para cada muestra, estos valores se representan como números y se trazan en un gráfico de profundidad (h) en función del tiempo de muestreo (t). Las curvas de reducción de igual porcentaje (curvas de Isoreducción) se construyen a través de la interpolación numérica de los puntos (h, t) cuando sea necesario. Para cualquier tiempo de retención, estos datos se pueden integrar numéricamente sobre la profundidad de la columna para determinar la reducción global. La carga hidráulica superficial o velocidad de sedimentación y el porcentaje de reducción de sólidos se calcula de acuerdo con la Ecuación 9 y la Ecuación 10 (Wilson, 2005).

$$CHS = V_s = H/t$$

Ecuación 9

Donde:

H: Altura de la columna (m)

t: tiempo de retención seleccionado (min)

Vs: velocidad de sedimentación (m / min)

$$R = \sum (\Delta h/H) \{(R_n + R_{n+1})/2\}$$

Ecuación 10

Donde:

R: Reducción total (%)

h: distancia vertical entre las curvas adyacentes de Isoreducción (m)

H: altura total de la columna (m)

R_n y R_{n+1}: número de las curvas de Isoreducción n y n+1

Por ejemplo, como se muestra en la Figura 14, la reducción global de sólidos al tiempo t₃, y la profundidad H es:

$$R_{t_3} = (\Delta h_1/H) * \{(R_5 + R_6)/2\} + (\Delta h_2/H) * \{(R_4 + R_5)/2\} + (\Delta h_3/H) * \{(R_3 + R_4)/2\}$$



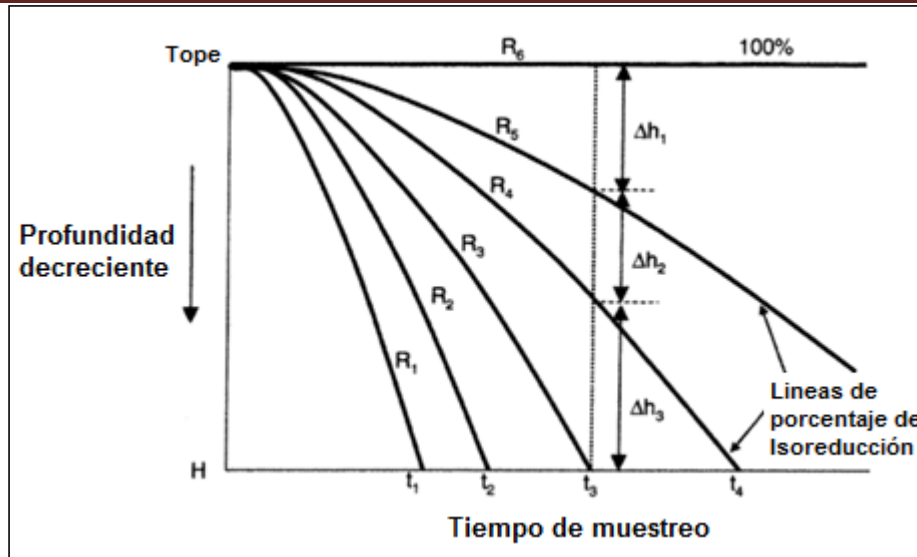


Figura 14. Curvas teóricas de Isoreducción
Fuente: Wilson (2005)

Diferentes autores en sus estudios, han puesto en manifiesto algunas de las dificultades prácticas asociadas con las mediciones en la columna de sedimentación, incluyendo la dificultad de establecer una concentración uniforme de las partículas en el inicio de una prueba y, la incapacidad para medir la fracción de sedimentación rápida de los sedimentos en la fase inicial de la prueba (Aiguiet et al., 1996 y 1998; O'Connor et al., 2002 citados en Krishnapan et al., 2004).

4.5.2 Ensayo de velocidad de sedimentación zonal (VSZ)

La sedimentación zonal se presenta en clarificadores con lodos que poseen concentraciones superiores a los 500 mg.L⁻¹ (Ramalho, 1996), donde las partículas que conforman el lodo se encuentran a distancias tan reducidas que se adhieren entre sí y sedimentan masivamente, conformando una clara superficie de separación entre los flócs y el líquido sobrenadante (Oliva et al., 2008).

El modelo de Vesilind fue utilizado con éxito por Hill (1985) y Vitasović (1986) para evaluar la velocidad de sedimentación de lodos activados (licor-mixto). Smollen y Ekama (1984), demostraron que con este modelo se obtiene un buen ajuste con los datos experimentales, y concluyeron, que las curvas del flujo de sólidos presentan resultados consistentes en el rango de disoluciones con una menor concentración de sólidos.

Autores como Takács et al. (1991) sostienen que la ecuación de velocidad de Vesilind es aplicable a las condiciones de sedimentación zonal o impedida.

En los sistemas que contienen elevadas concentraciones de sólidos, además de la sedimentación discreta y de la sedimentación floculenta, también suelen darse otras formas de sedimentación, como la sedimentación zonal.

Según Ekama et al. (1997) este comportamiento se ha observado en suspensiones con alta capacidad de floculación para concentraciones de sólidos superiores a 1000 mg/L.

El equipo en el que se puede llevar a cabo el ensayo de sedimentación zonal consiste en un cilindro vertical transparente, en el cual se dispone una suspensión de lodo. El lodo es agitado suavemente con un agitador vertical unido a un eje central, que es accionado por un motor de baja revolución (van Haandel y Marais, 1999). En la Figura 15 se observa la representación gráfica del equipo y una curva típica de la interface lodo-sobrenadante.

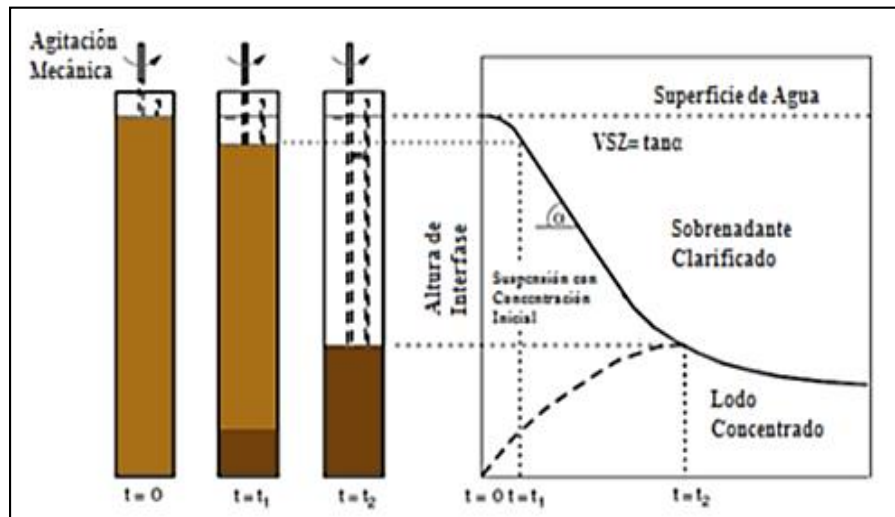


Figura 15. Esquema de White y la curva típica asociada para la determinación de la VSZ
Fuente: Adaptado de van Haandel y Marais (1999)

Minutos después de ser dispuesto el lodo, se forma una interface definida que separa la fase líquida o sobrenadante del lodo en sedimentación, ubicado en la parte inferior de la interface. En la región situada debajo de la interface sobrenadante-sólidos en suspensión, las partículas de lodo sedimentan en la misma proporción, por lo que la interface también es desplazada en la misma proporción (Bermudez et al., 2011).

Con el paso del tiempo, una mayor proporción del lodo en suspensión pasa a ser parte de este lodo concentrado (van Haandel y Marais, 1999) y es por tal razón que en el fondo del cilindro es posible encontrar lodo con alta concentración. En determinado momento, la velocidad de desplazamiento de la interface comienza a decrecer gradualmente (Ekama et al., 1986) debido a la viscosidad y la densidad de la suspensión (Ramalho, 1996).

Los modelos más conocidos para relacionar la velocidad de sedimentación zonal (VSZ) y la concentración del lodo son los desarrollados por Vesilind (1968) y por Dick (1972) citados en van Haandel y van der Lubbe (2007); estos modelos ofrecen una descripción adecuada del comportamiento de la sedimentabilidad de los lodos, lo que permite realizar una evaluación de las condiciones operacionales de las unidades de sedimentación.

Estos modelos se expresan matemáticamente como se muestra en la Ecuación 11 y en la Ecuación 12.

Ecuación de Vesilind:

$$VSZ = v_0 e^{(-k \cdot X_t)} \quad \text{Ecuación 11}$$

Ecuación de Dick:

$$VSZ = V_0 (X_t^K) \quad \text{Ecuación 12}$$

Donde:

VSZ: Velocidad de Sedimentación Zonal (m.h⁻¹)

X: Concentración de SST (g.L⁻¹)

vo, Vo y k, K: Constantes de sedimentación zonal (m.h⁻¹ y L.g⁻¹ respectivamente)

Tabla 8. Valores de los coeficientes Vo y k en función de las características de sedimentabilidad para lodo de licor Mixto

Sedimentabilidad	Velocidad de Sedimentación (m/h) $v = v_0 e^{(-k \cdot X_t)}$	
	V_0 (m.h ⁻¹)	k (m ³ .kg ⁻¹)
Optima	10,0	0,3
Buena	9,0	0,4
Media	8,6	0,5
Pobre	6,2	0,7
Muy Pobre	5,6	0,7

Fuente: von Sperling (2001)

4.5.3 Ensayo de Floculación

La colisión entre las partículas y las especies coagulantes son un prerequisite para la formación de flócs, que por su masa y estructura sedimentan más fácil que las partículas individuales. Estas colisiones son promovidas por la agitación del medio, Villegas y Letterman (1976) y Ifill et al. (2011) realizaron un estudio, en el cual relacionaron el tiempo de floculación (T) y el gradiente de velocidad (G) con la eficiencia de reducción de turbiedad para un tipo de agua artificial. Como resultado se observó que para valores de $G < 100 \text{ s}^{-1}$, la turbiedad residual decrece a medida que se prolonga el tiempo de floculación, hasta llegar a un mínimo después del cual comienza a incrementarse.

De acuerdo con los resultados se encontró que para cada turbiedad residual existe un valor de gradiente óptimo de velocidad (G^*). El valor óptimo de G^* en este caso, disminuye a 40 s^{-1} cuando $T = 10 \text{ min}$, y a 20 s^{-1} cuando $T = 120 \text{ min}$.

La Ecuación 13 y la Ecuación 14 son propuestas por Arboleda (2000) para el cálculo del gradiente de velocidad en ensayos de pruebas de jarras o Jar Test.

$$G = \sqrt[2]{\frac{P}{\vartheta * V}}$$

Ecuación 13

Donde:

G: Gradiente (S⁻¹)

P: Potencia (Watt)

ϑ: Viscosidad dinamica (N*Seg/m²)

V: Volumen de la jarra (m³)

$$P = n^3 * Cte\ paletas * \delta * r^5$$

Ecuación 14

Donde:

P: Potencia (Watt)

n: Revoluciones por segundo

r: Radio paletas (m)

δ: Densidad (kg/m³)

Según Villegas y Letterman (1976), el rango óptimo de gradiente de velocidad para floculación varía entre 20 y 75 s⁻¹, los tiempos óptimos de floculación entre 20 y 40 minutos, mientras que el tiempo de retención varía entre 10 y 30 min, dependiendo de la calidad del agua.

La coagulación y la floculación son típicamente asociadas con el uso de productos químicos. Sin embargo, la entrada de energía asociado con instalaciones de mezcla y de floculación rápida puede dar lugar a tamaños de partículas más grandes y mejorar el rendimiento de los tanques de sedimentación, incluso sin el uso de productos químicos (Wahlberg et al., 1999).

Autores como Wahlberg et al. (1999) señalaron la necesidad de estandarizar una prueba de floculación, con el fin de medir la concentración de SST no sedimentables en una muestra de ARD. Encontrando que el tiempo óptimo de floculación para una muestra de AR residual sin la adición de productos químicos era de aproximadamente 30 minutos, con una velocidad de mezcla de 50 rpm a una intensidad de la prueba de sedimentación o tiempo de floculación de 30 minutos.

4.6 Tratamiento primario del agua residual doméstica

Básicamente, el tratamiento primario del ARD tiene como objetivo eliminar los sólidos en suspensión por medio de un proceso de sedimentación simple por gravedad o asistida por coagulantes y floculantes. Para este último, se pueden agregar compuestos químicos (sales de hierro, aluminio y polielectrólitos floculantes) con el objetivo de precipitar el fosforo, los sólidos en suspensión muy finos o coloides. Las unidades encargadas de esta función son los tanques de sedimentación primarios o clarificadores primarios. Normalmente, se proyectan para



proporcionar un tiempo de retención hidráulico (TRH) entre 1,5 a 2,5 h. En esta etapa se elimina por precipitación alrededor del 50 al 70 % de los sólidos suspendidos y entre el 25 al 40% de la DBO₅ (Metcalf y Eddy, 2003; Jordão y Pessôa, 2011).

4.6.1 Clarificadores Primarios

Siempre que un líquido que contenga sólidos en suspensión se encuentre en estado de relativo reposo, los sólidos de peso específico superior al del líquido tenderán a depositarse en el fondo, y los de menor peso específico a ascender. Estos principios básicos se emplean para el análisis y diseño de los tanques de sedimentación utilizados en el tratamiento del agua residual.

Los tanques de sedimentación primaria contribuyen de manera importante en el tratamiento del agua residual. Cuando se utilizan como único medio de tratamiento, su objetivo principal es la eliminación de *i)* sólidos sedimentables capaces de formar depósitos de lodo; *ii)* aceite, grasas y otras materias flotantes y *iii)* parte de la carga orgánica (Ramalho, 1996; Metcalf y Eddy, 2003). Cuando los tanques se emplean como paso previo de tratamientos biológicos, su función es la reducción de la carga afluente a los reactores biológicos. Los tanques de sedimentación primaria que preceden a los procesos de tratamiento biológico, pueden diseñarse de forma que sus tiempos de retención hidráulico sean menores y tengan una carga superficial más alta que los que se utilizan como único tratamiento, excepto cuando el lodo activado en exceso se envíe a los tanques de sedimentación primaria para su mezcla con el lodo primario (Ødegaard, 1998; Metcalf y Eddy, 2003).

Algunos autores clasifican los tanques sépticos e imhoff como clarificadores, Sin embargo, se debe tener en cuenta que estas unidades deben permitir la propia sedimentación de lodos, sin su digestión. Casi la totalidad de las plantas de tratamiento, utilizan clarificadores rectangulares o circulares con dispositivos mecánicos de arrastre de lodos, estos han sido considerados como clarificadores convencionales. La clasificación de los clarificadores se basa principalmente en su configuración o tipo de flujo; en cuanto a este último aspecto, el flujo horizontal predomina en los clarificadores horizontales, mientras que el flujo radial caracteriza los clarificadores circulares que se caracterizan por ser alimentados por el centro a través de una tubería central ascendente Jordão y Pessôa (2005). Cabe anotar que independientemente de la configuración, los clarificadores primarios cuentan con barredores de cadenas o puentes móviles, para la recolección de lodos sedimentados (EPA., 1998). En la Figura 16 y Figura 17, se presentan los esquemas de las dos configuraciones de clarificador primario más implementadas con sus respectivos componentes.

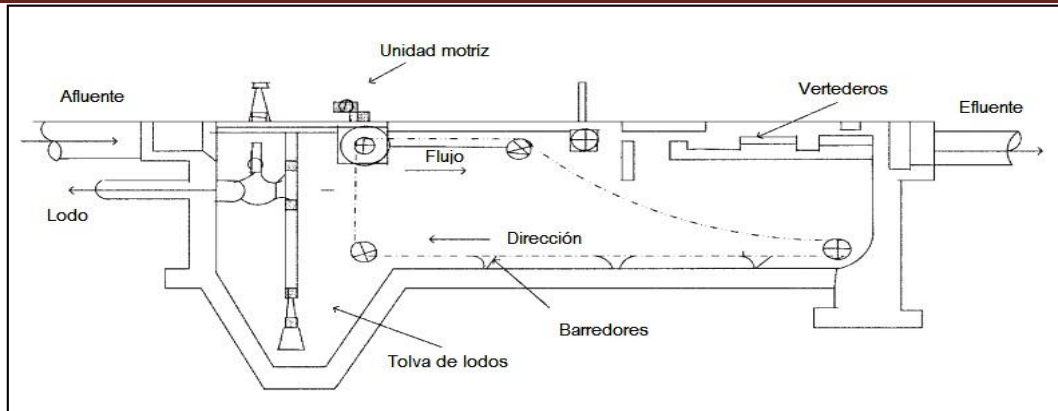


Figura 16. Clarificador primario rectangular
Fuente: Shammas et al. (2005)

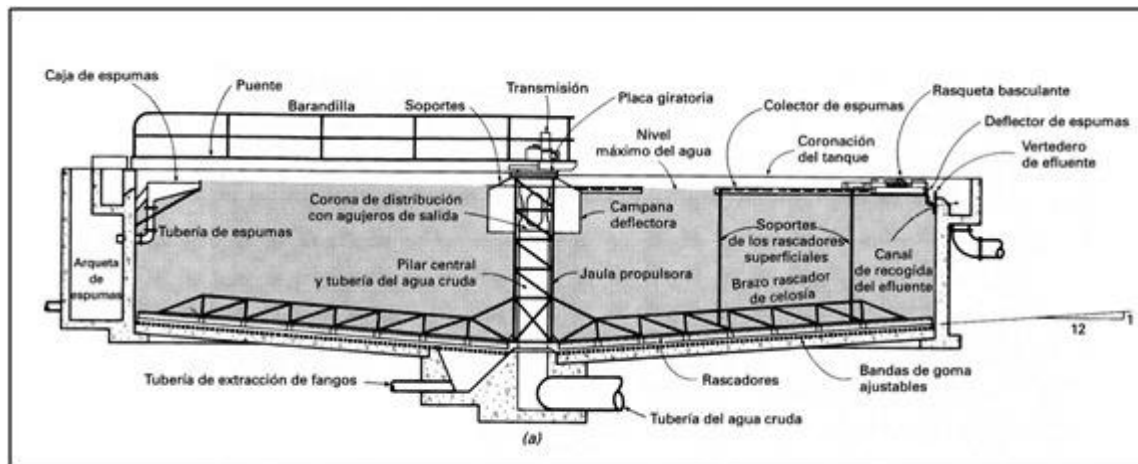


Figura 17. Clarificador primario circular de alimentación central
Fuente: Metcalf y Eddy (2003)

A menudo, la capacidad del proceso de clarificación primaria se define e incluso se regula, en términos de la carga hidráulica superficial. En la actualidad, la capacidad de los clarificadores primarios en aplicaciones convencionales, se define por la capacidad oxidativa de los procesos biológicos posteriores. Los clarificadores primarios pueden potencialmente reducir concentraciones de SST, DQO y DBO₅ a un menor costo operacional que cualquier otro proceso de tratamiento en uso hoy en día. La clarificación primaria dependiendo de las características del agua residual, puede tener un profundo efecto en el tamaño, la capacidad y el rendimiento de los procesos de tratamiento de posteriores (Wilson, 2005).

La concentraciones de SST sedimentables y no sedimentables presentes en el AR, permiten establecer cuál será el máximo de rendimiento que se puede alcanzar en la clarificación primaria. Una vez se haya identificado este rendimiento, para optimizar la sedimentación hay que centrarse en maximizar el potencial de floculación de los sólidos. Adicionalmente, se debe evitar que dentro de las unidades de clarificación primaria ocurra actividad biológica. A partir de esto, se puede establecer que la configuración, profundidad, entrada, purga del

lodo, retiro de espuma o natas y, evacuación del efluente del clarificador primario, deben ser encaminadas a maximizar la floculación y minimizar la ocurrencia de corrientes hidráulicas no deseadas y actividad biológica (Brown y Caldwell, 2003).

De acuerdo con Jordão y Pessôa (2005) los clarificadores de configuración circular presentan menores tiempos de sedimentación, son eficientes aun cuando se presenten eventos de cargas elevadas de sólidos, pero requieren de una gran área para su implementación.

En la Tabla 9 se presentan los parámetros recomendados para el dimensionamiento de los clarificadores primarios circulares.

Tabla 9. Parámetros y valores recomendados para el dimensionamiento de los clarificadores circulares

Parámetro	Valor recomendado	Unidad
Caudal de diseño	Caudal medio	m ³ /s
Tiempo de retención (TRH)	2 a 3	h
Carga hidráulica Superficial (CHS)	24,4 a 48,9 (promedio) 102 a 122 (máximo)	m ³ / m ² .d
Diámetro	10 a 40	m
Profundidad (h)	3 a 4,5	m
Velocidad de sedimentación	0,72 a 1,44	m/h
Pendiente de fondo	8	%
Concentración de lodo primario	< 4	%

Fuente: Pisano et al., (1990); QASIM S. R. (1998); Jordão y Pessôa (2005); Wilson (2005)

Entrada. La disipación de energía es el objetivo principal en el diseño de la entrada al clarificador primario. En el caso de los clarificadores primarios circulares, esto se logra utilizando una alimentación circular giratoria, mientras que para las unidades rectangulares existen varios tipos de configuraciones diferentes. Estos dispositivos están diseñados generalmente para romper las corrientes de alta velocidad y evitar que grandes flujos viajen hacia la zona de recolección del efluente. Debido a que la eficiencia y la velocidad a la que ocurre el proceso de floculación dependen principalmente de la concentración de partículas, es fundamental garantizar las condiciones necesarias para que la floculación tenga lugar a la entrada del clarificador, ya que es en esta zona donde se presenta la mayor concentración de sólidos. Cabe mencionar que si bien se ha hecho mucho para mejorar el diseño de la entrada en clarificadores secundarios, para promover la floculación, poco se ha hecho en lo que respecta a los clarificadores primarios (Wilson, 2005).

En la alimentación de los clarificadores rectangulares se requiere emplear alguno de los siguientes diseños: i) canales que ocupan la totalidad del ancho del clarificador, con vertederos de entrada, ii) canales de entrada con orificios sumergidos, iii) canales de entrada con compuertas grandes y deflectores. Los deflectores ubicados en la entrada se utilizan para reducir las altas velocidades de ingreso y para distribuir el flujo a lo largo de la mayor sección transversal posible Jordão y Pessôa (2005).

En los clarificadores circulares, el agua residual se introduce por el centro o bien por la periferia del tanque. Ambas configuraciones de flujo han proporcionado, por lo general, resultados satisfactorios, a pesar de que el



sistema más comúnmente empleado es el de introducir el agua por el centro. En las unidades de alimentación periférica, se han producido algunos problemas con la distribución del flujo y la eliminación de espumas (Bajcar et al., 2010). El diseño de alimentación central, el agua residual se transporta hacia el centro del tanque mediante una tubería suspendida del puente o embebida en hormigón por debajo de la solera. En la zona central, el agua residual pasa por una campana circular diseñada para distribuir el flujo uniformemente en todas las direcciones. La campana central tiene un diámetro que suele variar entre el 15 y el 20% del diámetro del tanque, con una profundidad que varía entre 1,0 y 2,5 m (Droste, 1997).

Espesamiento de lodo. El espesamiento del lodo primario fuera del clarificador primario es un cambio de paradigma, ya que el espesamiento de lodo en el clarificador primario se ha hecho durante mucho tiempo. El hecho en cuestión es que los mantos de lodo en los clarificadores primarios, pueden generar problemas operacionales y afectar el rendimiento del clarificador. Mantos de lodo de alta sedimentación pueden producir corrientes indeseadas, ya que hay menos masa de agua en la que el impulso del flujo en la entrada se pueda disipar. La actividad biológica anaerobia se da rápidamente en mantos de lodo primario, esta actividad causa que la DQO particulada se solubilice en ácidos grasos volátiles fácilmente biodegradables, generando sulfuro de hidrógeno (Bouzas et al., 2002). Autores como Tillman, (1991) señalan que estas burbujas de gas producido pueden volver a suspender las partículas en la columna de agua, además, sustenta que estas partículas resuspenden a un medio de intensidad de mezcla bajo y baja concentración de sólidos, donde las posibilidades de floculación son remotas.

Albertson y Walz (1997) encontraron que el aumento en la retención del manto de lodo, deteriora la calidad del efluente primario, más que aumentar la carga hidráulica superficial. Sus estudios demostraron, que un aumento de la carga hidráulica de 1.65 a 1.99 m/h, disminuye la eficiencia de reducción de SST por 0,7 puntos porcentuales, mientras que el aumento del tiempo de retención de 0,5 a 2,0 días provoca una pérdida de alrededor de 20 puntos porcentuales. Los autores argumentan que el tiempo de retención del lodo es responsable de más del 90% de la reducción en la eliminación de SST.

5. METODOLOGÍA

El desarrollo de las actividades experimentales se llevó a cabo en las instalaciones de la Planta de Tratamiento de Agua Residual “Cañaveralejo” (PTAR-C) de la ciudad de Cali y en el laboratorio de Biotecnología Ambiental del Área Académica de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidad del Valle (Sede Meléndez). Se utilizó como objeto de estudio el agua residual doméstica afluente a la PTAR-C, captada en la cámara de distribución de caudales, el efluente del sistema de clarificación primaria, tomado en la “Tajeta” o cámara de integración de caudales efluentes, y finalmente el lodo primario tomado del Clarificador No. 2 de los 8 Clarificadores que conforman en su totalidad el sistema de clarificación primaria de la PTAR-C.

Ubicación del estudio

La PTAR-C se encuentra ubicada al Nororiente de la ciudad de Santiago de Cali, está localizada en el margen izquierdo del Río Cauca, entre las comunas 6 y 7 de la ciudad, en el barrio Petecuy (Ver Figura 18) (Empresas Municipales de Cali – EMCALI EICE ESP, 2007).



Figura 18. Localización de la PTAR-C en la ciudad de Cali
Fuente: EMCALI EICE ESP

Actualmente, la PTAR-C opera en su etapa inicial que incluye tratamiento preliminar, tratamiento primario avanzado, tratamiento de lodos (espesamiento, digestión, almacenamiento, deshidratación), generación de energía y control de olores. La segunda etapa, para construcción futura, comprenderá el tratamiento biológico y el tratamiento del lodo secundario (EMCALI EICE ESP, 2002).



En la Tabla 10 se presentan los criterios utilizados para el diseño de la PTAR-C.

Tabla 10. Criterios de diseño PTAR-C

Criterios de diseño PTAR-C	
Año horizonte del proyecto	2015
Área de influencia	9.800 Hectáreas
Población	2.060.000 habitantes
Caudal medio	7,6 m ³ /s
Afluente DBO ₅	211 mg/L
Afluente SST	180 mg/L
Reducción de DBO ₅	Hasta 47% en el Agua Residual
Reducción de SST	Hasta 68% en el Agua Residual
Reducción de SSV	Hasta 46% en el Lodo Digerido

Fuente: Llanos (2000)

5.1 Descripción del sistema de tratamiento primario del agua residual doméstica en la PTAR-C

Actualmente la PTAR-C recibe el 80% del agua residual doméstica generada por la ciudad de Cali (EMCALI EICE ESP, 2014). En cuanto al tratamiento primario, en la PTAR-C la clarificación primaria se inicia con la salida del agua de los desarenadores y termina con la entrega del agua tratada al Río Cauca, su ubicación en la PTAR-C se muestra en la Figura 19.



Figura 19. Sistema de clarificación primaria de la PTAR-C
Fuente: EMCALI EICE ESP

El tratamiento primario se realiza mediante dos baterías de cuatro clarificadores cada una, los cuales cuentan con un diámetro de 47.5 m, una altura cilíndrica de 5.05 m y 4.20 m de altura útil, y un caudal medio de diseño de ARD igual a 7.6 m³/s para el total de unidades de sedimentación primaria.

El agua residual pasa a los clarificadores a través de una tubería de entrada de 1.5 m de diámetro, que la conduce por debajo del clarificador, hasta una columna central que permite su distribución desde la parte superior. Adicionalmente, el clarificador cuenta con una pantalla difusora instalada alrededor de esta columna, que obliga al agua a descender. Durante el recorrido del agua hasta el canal de recolección perimetral se presenta el proceso de sedimentación, donde se produce el descenso de los sólidos sedimentables hasta el fondo de la unidad, formando el lodo primario (EMCALI EICE ESP, 2002).

Con el fin de concentrar los lodos en una tolva central, los clarificadores están dotados de barredores de lodo de tipo circular que presentan una velocidad de rotación de 1.74 vueltas/h y que son soportados por columnas de accionamiento central. Para favorecer la concentración del lodo sedimentado, el clarificador cuenta con una pendiente del 7.5% en la losa de fondo. El lodo primario que es concentrado en el fondo del clarificador es succionado mediante un sistema de bombeo hasta el espesador de lodos donde se inicia su tratamiento. Durante el giro del barredor, las natas y demás flotantes son recogidos por una lámina de acero A283 Gr. C, conocida como raspador de superficie, el cual tiene como objetivo transportar los flotantes hasta una cámara de natas para que puedan ser evacuados.

Finalmente, el agua tratada sale del clarificador por un canal perimetral que cuenta con una lámina situada frente al vertedero para impedir el paso de las natas que flotan sobre la superficie del agua, por lo tanto, el agua debe pasar por debajo de esta estructura, la salida uniforme del agua tratada en el canal perimetral se logra por medio de los vertederos de tipo triangular situados a nivel del canal perimetral. El agua tratada pasa a la cámara de salida del clarificador, para luego ser integrada con el efluente de los otros clarificadores y ser direccionada hacia la estructura de entrega al Rio Cauca (EMCALI EICE ESP, 2002).

En la Figura 20 se muestra la vista en perfil del tipo de clarificador primario implementado en la PTAR-C y en la Figura 21 se presenta el clarificador primario No. 2 seleccionado para la toma de muestras en este estudio.

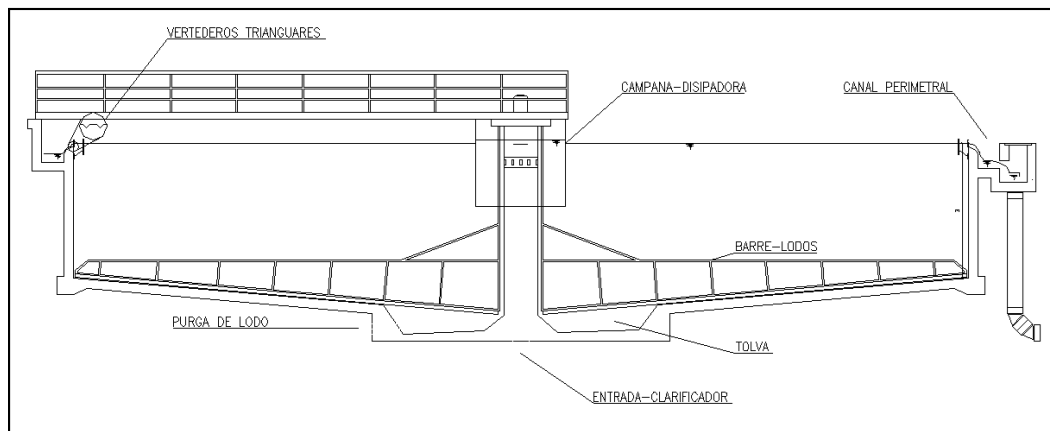


Figura 20. Vista en perfil del clarificador primario implementado en la PTAR-C



Figura 21. Clarificador primario No. 2 de la PTAR-C

Es importante anotar, que actualmente la PTAR-C opera bajo dos modalidades: *i)* con Tratamiento Primario Avanzado (TPA) durante una jornada diurna de 12 horas, y *ii)* con operación convencional durante una jornada nocturna de 12 horas, la razón por la cual se suspende el TPA en las horas de la noche es que en este horario, el caudal de agua residual que ingresa a la PTAR es bajo. Como se indicó anteriormente, las 12 horas que permanece el sistema de tratamiento, sin la adición de químicos en la jornada nocturna, garantizaron que las muestras tomadas de ARD y de lodo primarios no tuviesen incorporado el coagulante, además, con anterioridad fue solicitada la suspensión de adición de coagulante para cada día de toma de muestra.

En la Figura 22 se muestra la vista en perfil del tren de tratamiento primario implementado en la PTAR-C

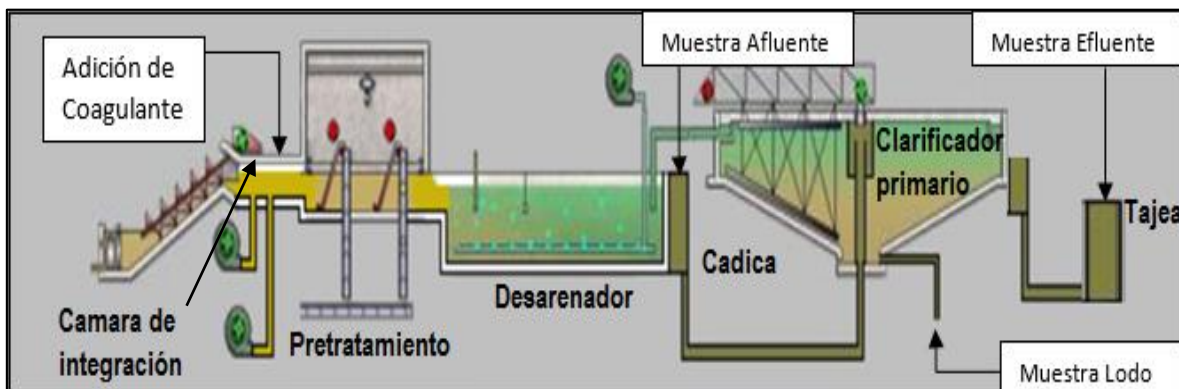


Figura 22. Tren de tratamiento PTAR-C
Fuente: Morelco S.A.

5.2 Caracterización del ARD de la ciudad de Cali

Para la identificación de los tipos de sólidos presentes en el agua residual doméstica de la ciudad de Cali, se efectuó la recopilación y el análisis de la información histórica de 5 años de las caracterizaciones fisicoquímicas del ARD, que han sido realizadas por la PTAR-C. Las caracterizaciones que fueron objeto de estudio corresponden al periodo de tiempo comprendido entre el año 2009 y 2014.

A partir de la información recolectada se analizó el comportamiento de las variables pH, temperatura, DQO total, DBO₅ total y SST. Adicionalmente, se realizaron caracterizaciones complementarias para poder profundizar en la identificación del tipo de sólidos presentes en el ARD afluente a la PTAR-C. En ese sentido, se determinaron las variables presentadas en la Tabla 11 siguiendo el protocolo establecido por el Standard Methods (APHA et al., 2005).

Tabla 11. Variables determinadas en la caracterización del ARD

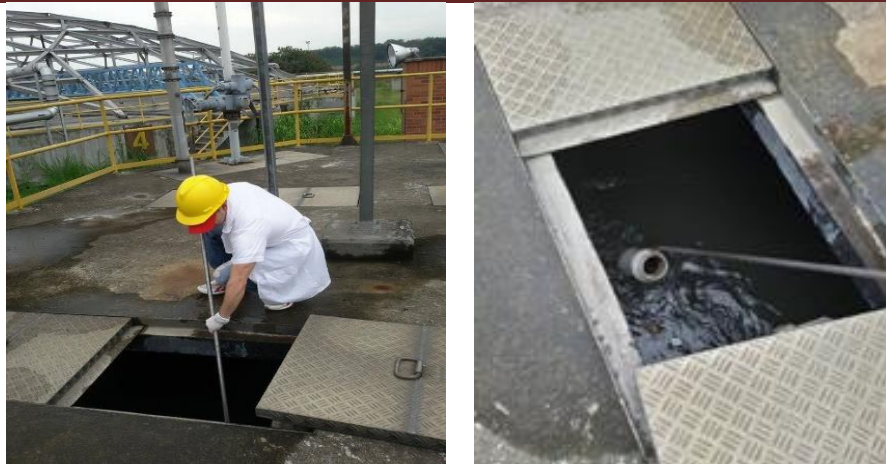
Variable	Unidades	Método de determinación
Temperatura	°C	2550 B. Laboratory and Field Methods
pH	Unidades	4500-H+ B. Electrometric Method
DQO	mg.L-1	5220 D. Closed Reflux, Colorimetric Method
DBO ₅	mg.L-1	5210 D. Respirometric Method
SST	mg.L-1	2540 D. Total Suspended Solids Dried at 103–105°C

Fuente: APHA et al. (2005)

Los sólidos del agua residual son representados por los Sólidos Totales (ST), y dentro de esta categoría se encuentra una proporción de sólidos filtrables (SF) y otra de sólidos suspendidos totales (sst); aunque esta última subdivisión está constituida por sólidos sedimentables y no sedimentables. Según los Metcalf y Eddy, (1995) los sólidos sedimentables (SSed) representa la mayor proporción, en este tipo de sólidos, su tamaño y peso son suficientes para que sedimenten dentro de un periodo de tiempo determinado. Teniendo en cuenta que el fundamento de la clarificación primaria es la eliminación de los sólidos sedimentables, para el estudio se decidió tomar el parámetro SST como variable principal en lugar del parámetro ST, ya que los sólidos filtrables (SF) que están contenidos en esta fracción, se podrían considerar una interferencia en el análisis, debido a que es una fracción de los sólidos que no quedará retenida en la clarificación primaria.

Se realizaron 6 muestreos de tipo compuesto, con el objetivo de obtener una muestra representativa del comportamiento promedio en el día del ARD. El análisis de las caracterizaciones históricas realizadas por la PTAR-C mostró la aleatoriedad de la calidad del ARD, lo que impide establecer un día y un horario típico para realizar los muestreos compuestos. Por lo anterior, los muestreos fueron llevados a cabo semanalmente, en un día aleatorio y en un horario comprendido entre las 8:00 a.m. y las 12:00 p.m., ya que según las actividades cotidianas de la población, en este rango horario se generan las mayores cantidades de ARD.

Las muestras puntuales de ARD afluente (cámara de integración) y efluente (tajea) fueron tomadas cada hora, la muestra de lodo fue tomada en el cuarto de bombas, una sola vez por día de muestreo. (Ver Figura 23)



(a)



(b)



(c)

Figura 23. Punto de toma de muestra de ARD (a) afluente, (b) efluente y (c) muestra de lodo primario de los clarificadores

Adicionalmente, y con el fin de conocer la distribución del tamaño de partículas contenidas en el ARD afluente a los clarificadores, se utilizó el método de difracción láser para realizar las granulometrías de las muestras compuestas, las cuales permitieron clasificar los sólidos en las siguientes categorías: disueltos, coloidales, supracoloidales y sedimentables. Para la toma y conservación de las muestras y preservación de sus características iniciales, se siguieron las recomendaciones del Instituto de Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM, 2007). Finalmente, el análisis de las caracterizaciones históricas y de los muestreos realizados proporcionó información que permitió establecer los tipos de sólidos predominantes en el agua residual domestica de la ciudad de Cali.

5.3 Ensayo de Difracción Laser

El método de difracción laser consiste en la medición de la variación angular de la intensidad de la luz dispersada como un haz de rayo láser que pasa a través de una muestra de partículas dispersas. Las partículas grandes dispersan la luz en ángulos pequeños con respecto al haz de láser y las partículas pequeñas dispersan la luz en ángulos grandes. Los datos de intensidad de dispersión angular se analizan para calcular el tamaño de las partículas responsables de crear el patrón de dispersión, utilizando la teoría de M.I.E de la dispersión de luz, avalada por la norma ISO13320 (2009). El tamaño de partícula se determina a partir de un volumen equivalente al diámetro de la esfera, y se reporta, como el volumen de partículas de la muestra que pertenecen a un determinado rango de tamaño de partícula.

El equipo empleado para realizar la medición fue el Mastersizer 2000 (Ver figura 24) que cubre un rango de medida entre 20 nm y 2000 μm .

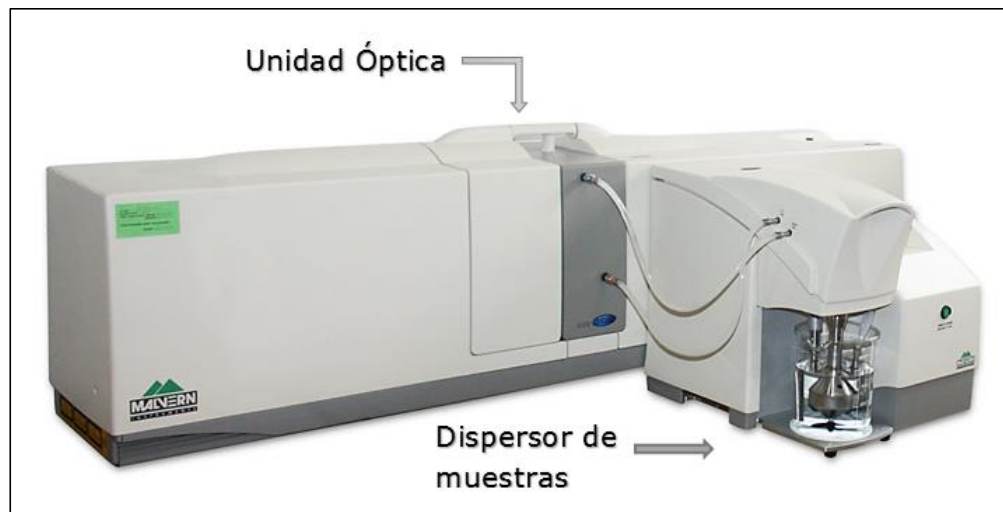


Figura 24. Equipo de difracción laser Mastersizer 2000
Fuente: Malvern Instruments® (2015)

5.4 Características de sedimentación de los sólidos presentes en el ARD de la ciudad de Cali

Ensayo de columna de sedimentación. Con el fin de determinar la sedimentabilidad de los sólidos presentes en el agua residual domestica de la ciudad de Cali, se realizaron 6 ensayos de columna de sedimentación. En los ensayos, se utilizó una columna de 150 mm de diámetro, con puntos de muestreo espaciados equitativamente cada 0.4 m y definidos como alturas 1, 2, 3, 4, 5 y 6) (Ver Figura 25).

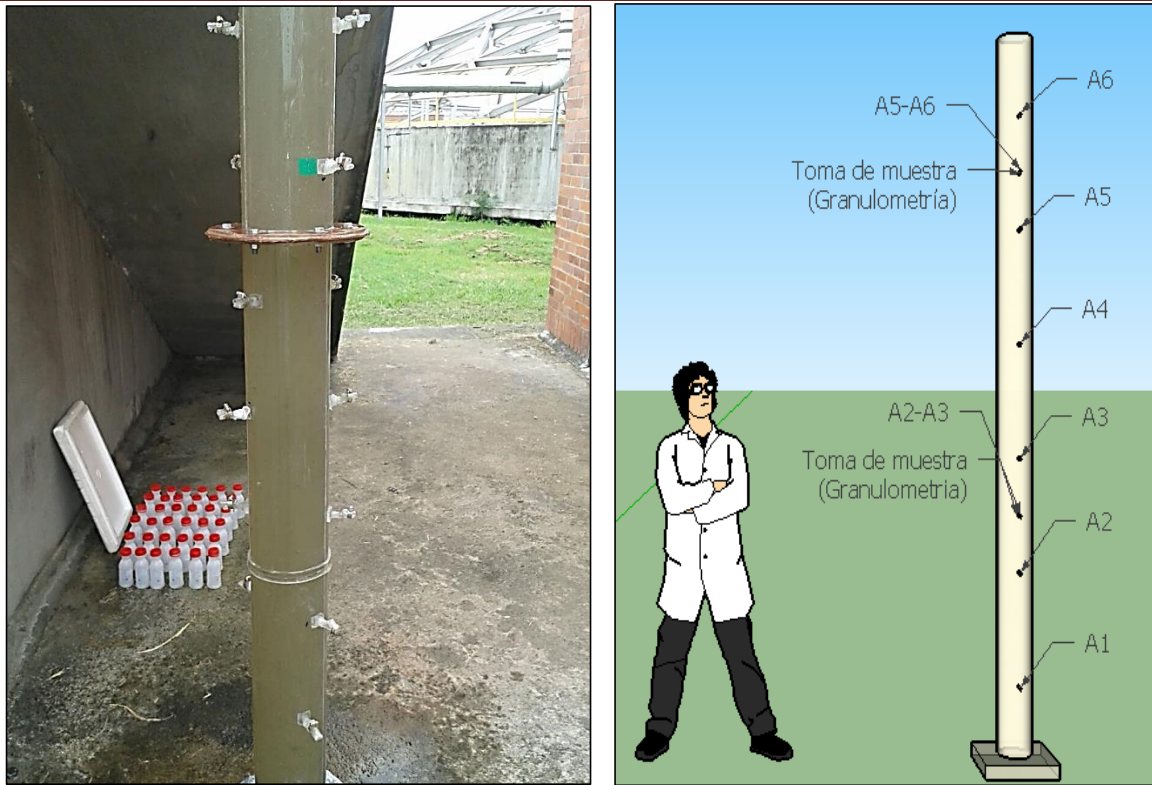


Figura 25. Columna de sedimentación empleada
Fuente: Google SketchUp (2015)

Para el ensayo se llenó la columna con agua residual afluyente a los clarificadores de la PTAR-C y se dejó sedimentar bajo condiciones de reposo. Según lo recomendado por White y Allos (1976) y Tebbutt (1979), las muestras de todos los puntos de muestreo se tomaron en intervalos de tiempo de 0, 7.5, 15, 30, 60, 120 y 150 minutos, y se determinó en cada una de ellas la concentración de SST y la temperatura, esto permitió establecer si durante el ensayo existieron diferencias de temperatura suficientes para generar corrientes de densidad, que pudieran afectar el resultado de la evaluación. Adicionalmente, se tomaron muestras en los puntos intermedios de las alturas 2-3 y 5-6 con el fin de determinar la distribución de tamaños de partícula presentes en la muestra, para un tiempo de sedimentación de 150 minutos, con el fin de conocer el tipo de sólidos que para el final del ensayo no había logrado sedimentar.

Con la información obtenida en los ensayos se establecieron las características y patrones de sedimentación de los sólidos contenidos en el agua residual afluyente a la PTAR-C. Esta determinación es un aspecto de importancia para el diagnóstico y para la posterior optimización del proceso de clarificación primaria convencional.

Ensayo de Floculación. Con el objetivo de establecer el efecto que tiene el proceso de floculación natural (sin ayudantes químicos) en la eficiencia de la sedimentación, se realizaron 6 ensayos de jarras, los mismos días en los que se llevaron a cabo los muestreos compuestos del ARD afluyente a la PTAR-C.

Los ensayos de jarras consistieron en verter la muestra compuesta del ARD afluente a la PTAR-C, en 6 jarras de acrílico, las cuales se ubicaban en un dispositivo de agitación múltiple (Ver Figura 26) que permitía realizar la agitación simultánea a una velocidad de 50 rpm, con el fin de favorecer la coalescencia de las partículas y la formación de los flócs.

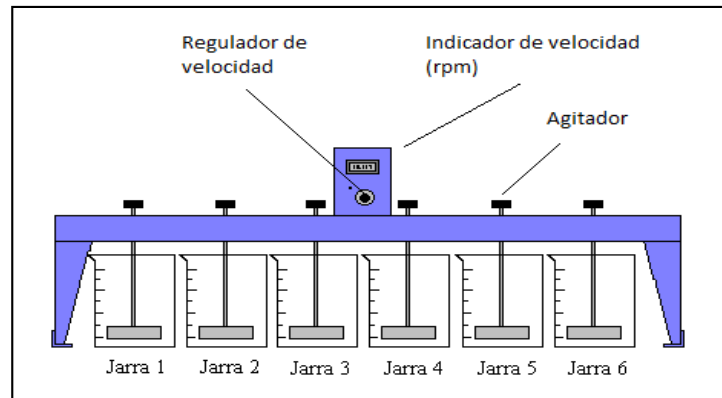


Figura 26. Prueba de jarras y esquema del dispositivo implementado en la prueba de jarras (Jar test)
Los tiempos de floculación fueron variables para cada jarra (Ver Tabla 12).

Tabla 12. Condiciones para el ensayo de prueba de jarras

Jarra #	rpm	Gradiente (s^{-1})	tiempo de floculación (min)	tiempo de sedimentación (min)
1	50	60	0	30
2			2.5	
3			5	
4			10	
5			20	
6			30	

Finalizado el tiempo de floculación se suspendió la agitación y se dejó sedimentar por un periodo de 30 minutos, posteriormente se tomó una muestra del agua clarificada de cada una de las jarras y se determinó la concentración de SST final, la cual al ser contrastada con la concentración de SST obtenida para la muestra compuesta del ARD afluente, permitió establecer la eficiencia de la sedimentación. Adicionalmente, se determinó la distribución del tamaño de partícula en el agua clarificada de cada una de las jarras para poder identificar la proporción de sólidos que no fue posible retener durante el ensayo. Con la información obtenida en este estudio se pudo obtener un indicio del tiempo de floculación óptimo a partir de la eficiencia de sedimentación que se alcanzó en cada jarra.

Ensayo de Vesilind. En los días en los que se realizaron los ensayos de columna de sedimentación, también se tomaron muestras del lodo primario del clarificador, para determinar las características de sedimentación a través del método de Vesilind. El ensayo fue realizado en un equipo que contaba con 4 columnas de acrílico de 50 cm de altura y 10 cm de diámetro, se utilizaron diluciones de lodo de 0%, 20%, 30% y 50% para cada columna. La lectura de la interfase líquido-sólido se realizó cada 10 segundos durante los primeros 2 minutos y posteriormente, se realizó cada minuto hasta completar una hora o la estabilidad de la curva.



Figura 27. Equipo implementado en la prueba de Vesilind

5.5 Diagnóstico del desempeño de un clarificador primario convencional tratando ARD

Con el fin de diagnosticar el desempeño de la clarificación primaria de la PTAR-C, se realizó la recopilación, revisión y análisis de literatura sobre criterios de diseño, operación y mantenimiento de clarificadores primarios. Además, esta información se complementó y soportó a partir de visitas de reconocimiento a las unidades de clarificación primaria de la PTAR-C, que permitieron evidenciar los criterios de operación y diseños específicos del sistema de tratamiento primario.

Con la información obtenida en los ensayos de sedimentación, fue posible realizar un análisis del desempeño de los clarificadores, según los parámetros del agua residual afluente, efluente y los parámetros de diseño de estas unidades.

De la información recopilada por la PTAR-C (históricos de parámetros físico-químicos), además de la revisión bibliográfica y con el conocimiento sobre experiencias similares, se identificaron las variables operacionales y de diseño que son relevantes para el correcto funcionamiento del sistema, de esta manera se pudieron identificar algunos puntos críticos de diseño, construcción, operación y mantenimiento de estas unidades. Esta información fue de suma importancia al momento de proponer alternativas de optimización que serán desarrolladas posteriormente en el proyecto macro denominado “Nueva Configuración de Clarificador Primario Para el Tratamiento del Agua Residual Doméstica”.

5.6 Análisis estadístico

Para el análisis de los datos se utilizó el programa estadístico Minitab®2010 versión 16.1.0. A través de este programa se determinaron las herramientas de la estadística descriptiva tales como gráficos, medidas de tendencia central, medidas de dispersión, entre otros; adicionalmente, se realizaron gráficos de cajas y alambres (Boxplot) y gráficos de líneas para poder observar la variabilidad de los resultados. Debido a que el proyecto se enmarco principalmente en la obtención de datos de caracterización del agua residual, sin considerar la modificación de ningún factor, en el análisis estadístico no se planteó el desarrollo de un diseño experimental.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

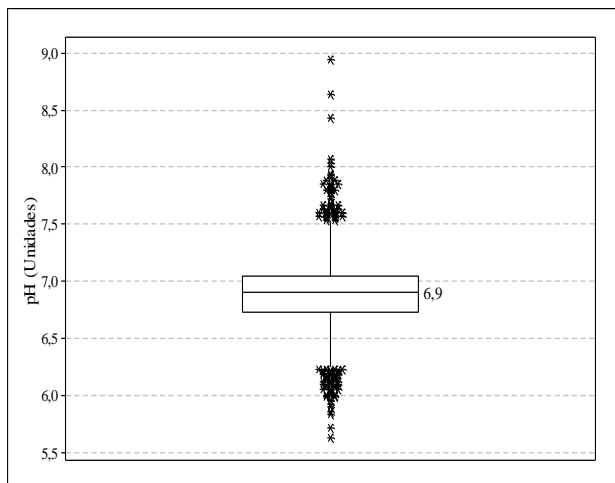
6.1 CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL AGUA RESIDUAL AFLUENTE A LA PTAR-C

Debido a que desde febrero de 2008 a la PTAR-C se adicionó la línea de impulsión de la estación de bombeo Floralía, que recibe el agua residual de la zona noroccidental y oeste de la ciudad, denominada “Trasvase”, el caudal afluente a la PTAR-C presentó un crecimiento, por lo que el periodo que se estableció para el análisis de las características del agua residual fue entre enero de 2009 y junio de 2014, esto con el fin de proporcionar información de similares condiciones de operación y de esta manera, establecer las características fisicoquímicas predominantes en el agua residual de la ciudad de Cali para las condiciones actuales. En la Tabla 13 y en la Figura 28 a la Figura 32, se presenta el resumen estadístico de los datos históricos y su comportamiento temporal. En el Anexo 1 se reportan los datos registrados durante el periodo de evaluación. Los datos reportados obedecen a las caracterizaciones del agua residual afluente a la PTAR-C de muestreos compuestos en jornadas de 24 horas tomadas antes del pretratamiento.

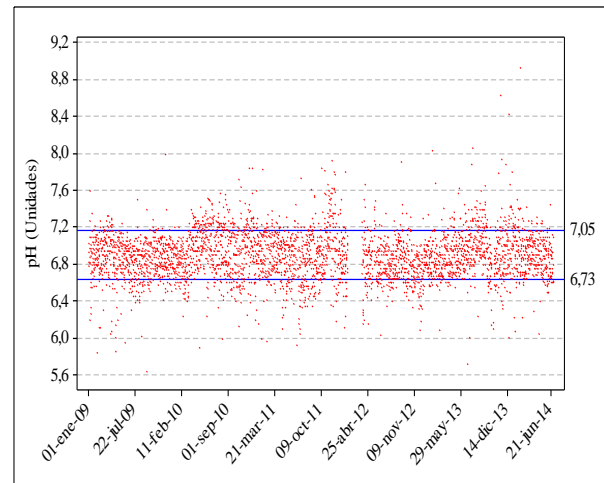
Tabla 13. Resumen de la información estadística de los parámetros pH, DBO₅, DQO y SST. Periodo enero de 2009 y junio de 2014

Variable	Unidades	Prom.	σ	Med.	Mín.	Máx.	Q1	Q3	n
pH	Unidades	N/A	0,26	6,9	5,63	8,94	6,73	7,05	3736
DBO ₅ Total	mg·L ⁻¹	164,3	40,6	163,0	51,0	551,0	137,0	190,0	1.951
DQO Total	mg·L ⁻¹	360,0	78,1	360,0	122,0	863,0	307,0	416,0	1.951
SST	mg·L ⁻¹	176,6	51,0	170,0	63,0	593,0	144,0	200,0	1.951
Grasas y Aceites	mg·L ⁻¹	17,8	12,5	14,2	1,08	131	11,1	19,8	468
DBO ₅ /DQO	-	0,44	0,08	0,43	0,21	0,92	0,38	0,49	1951

N/A= No Aplica; Prom.= Promedio; Med.= Mediana; σ = desviación estándar; Min.= Mínimo; Máx.= Máximo; Q1= Cuartil 1; Q3 = Cuartil 3; n= Número de datos

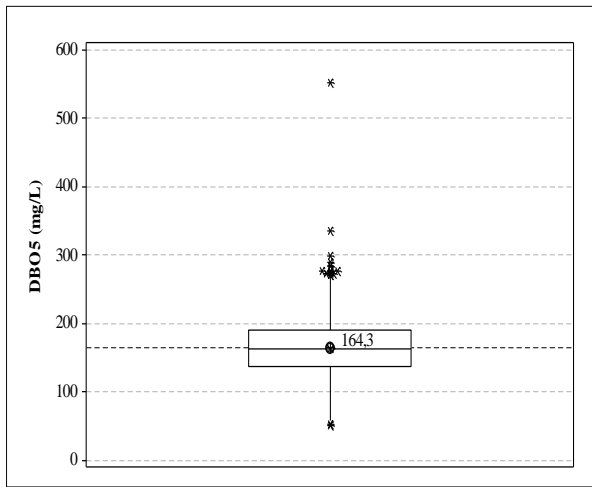


(a) Diagrama cajas y alambre

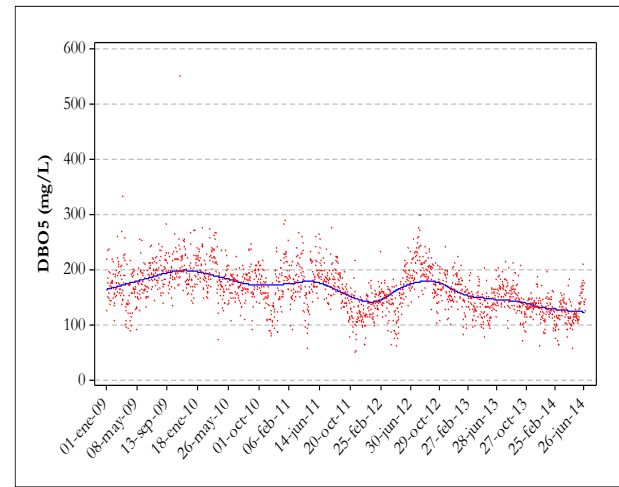


(b) Variación en el tiempo

Figura 28. Comportamiento del pH del agua residual afluente a la PTAR-C (enero de 2009 – junio de 2014)

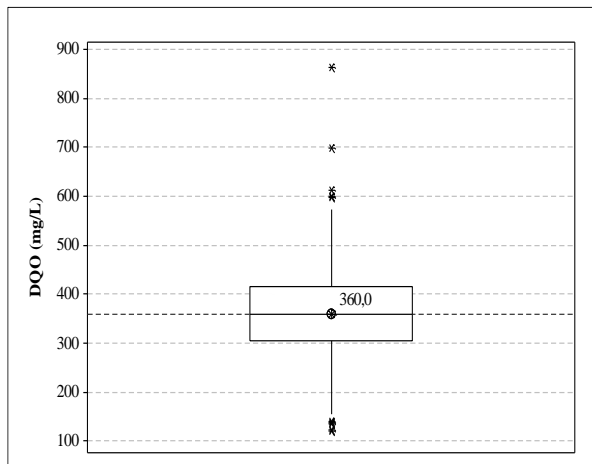


(a) Diagrama cajas y alambre

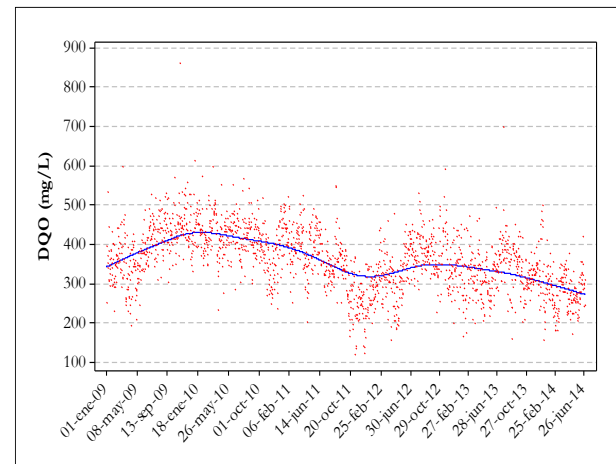


(b) Variación en el tiempo

Figura 29. Comportamiento de la DBO₅ (mg/L) del agua residual afluyente a la PTAR-C (enero de 2009 – junio de 2014)

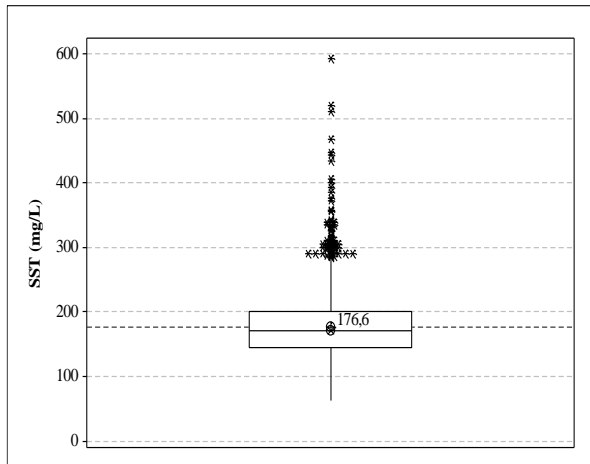


(a) Diagrama cajas y alambre

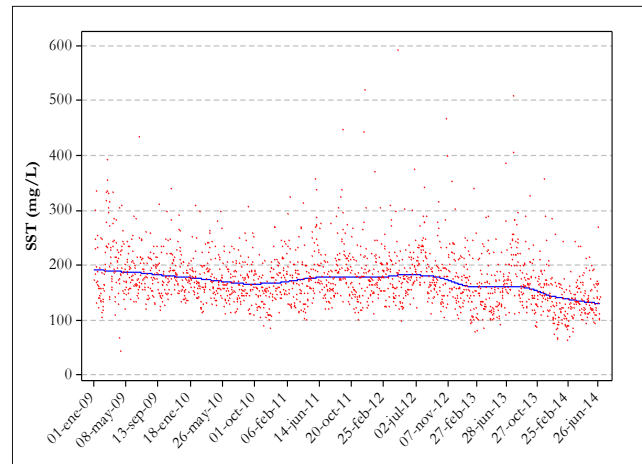


(b) Variación en el tiempo

Figura 30. Comportamiento de la DQO (mg/L) del agua residual afluyente a la PTAR-C (enero de 2009 – junio de 2014)

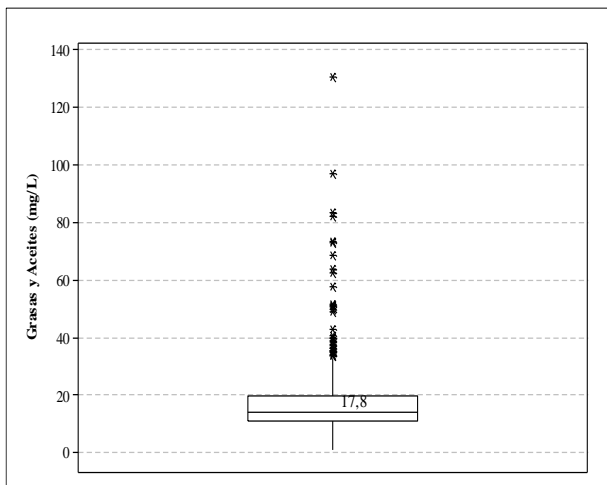


(a) Diagrama cajas y alambre

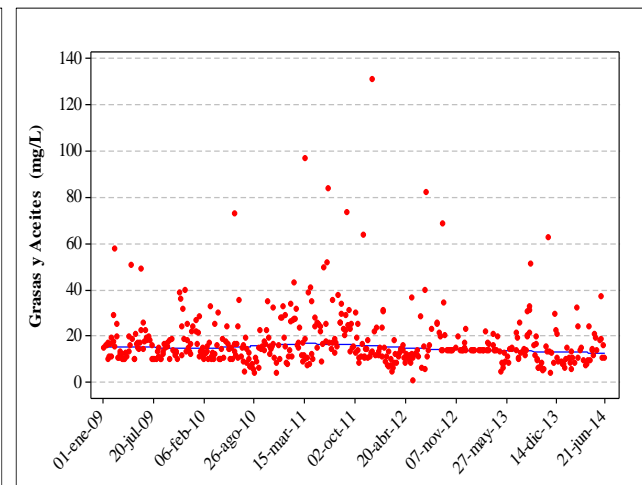


(b) Variación en el tiempo

Figura 31. Comportamiento de los SST (mg/L) del agua residual afluyente a la PTAR-C (enero de 2009 – junio de 2014)



(a) Diagrama cajas y alambre



(b) Variación en el tiempo

Figura 32. Comportamiento de las grasas y aceites (mg/L) del agua residual afluyente a la PTAR-C (enero de 2009 – junio de 2014)

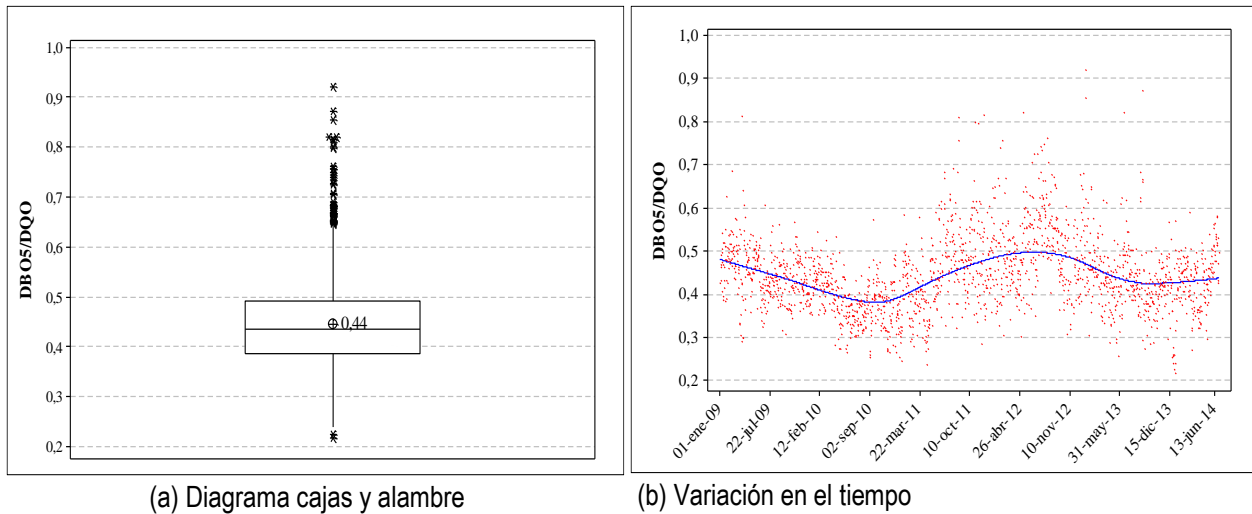


Figura 33. Comportamiento de la relación DBO₅/DQO del agua residual afluyente a la PTAR-C (enero de 2009 – junio de 2014)

A partir de la Tabla 14 donde se puede identificar el grado de concentración de acuerdo con lo sugerido por varios autores, se pudo establecer que la media de los valores encontrados en el análisis de los históricos de la PTAR-C para el periodo evaluado (enero de 2009 – junio de 2014), muestra que las variables de interés analizadas se encuentran en concentraciones bajas, por lo tanto, el agua residual doméstica afluyente a la PTAR-C se puede definir como diluida.

Tabla 14. Criterios para clasificar el ARD según su composición

Parámetro	Concentración		
	Baja	Moderada	Alta
Sólidos totales (ST) (mg/L)	370 - 730	730 - 1160	> 1160
Sólidos disueltos totales (SD) (mg/L)	250 - 500	500 - 800	> 800
Sólidos suspendidos totales (SST) (mg/L)	120 - 230	230 - 360	> 360
Demanda biológica de oxígeno (DBO) (mg/L)	110 - 200	200 - 400	> 400
Demanda química de oxígeno (DQO) (mg/L)	200 - 400	400 - 800	> 800
Grasa y aceites (mg/L)	50 - 100	100 - 150	> 150
Valor			
Relación	Bajo	Medio	Alto
DBO/DQO	0.3 – 0.4	0.4 – 0.5	>0.5

Fuente: Henze et al (2000); Metcalf y Eddy (2003); Jordão y Pessôa (2011)

Las Empresas Municipales de la ciudad de Cali – EMCALI EICE ESP, reportaron en el año 2007 que el 75% del alcantarillado de la ciudad operaba como un sistema combinado, teniendo en cuenta esto y con base en lo reportado por el RAS (2000), el cual establece que la dilución en un alcantarillado combinado se encuentra en

una proporción de 3 a 5 veces el caudal de agua residual, se justifica que el tipo de alcantarillado sea una de los aspectos de mayor relevancia contextual para explicar la dilución del agua residual afluente a la PTAR-C; no obstante, cabe señalar que esta condición también depende de factores como variaciones hidrológicas, tipo de tubería, longitud de alcantarillado, sistemas de bombeo, factor de infiltración, entre otras (Belhadj, et al., 1995).

La Infiltración en el sistema de alcantarillado incide en la dilución del agua residual, y por tanto disminuye el rendimiento de los sistemas de tratamiento, este componente de flujo no deseado se introduce en los sistemas de alcantarillado a través de las juntas con fugas o las uniones de los usuarios que se encuentran conectados a la red. Los niveles freáticos en temporada de lluvias pueden drenar a los sistemas de alcantarillado, debido a confinaciones de agua subterránea y escorrentía subsuperficial proveniente de ríos y acequias próximos al sistema de drenaje (Wittenberg, 2010). De acuerdo con esto, se considera que la infiltración está incidiendo en la dilución del agua residual, ya que por su ubicación en un valle aluvial, en la ciudad de Cali, los niveles freáticos en temporada de lluvias pueden encontrarse, tan solo, hasta 50 cm por debajo de la cota rasante en zonas de pendientes mínimas (EMCALI EICE ESP, 2014).

Se analizó la incidencia que puede presentar sobre las características del agua residual, las velocidades de flujo del sistema de alcantarillado, debido a que las concentraciones de las variables de interés pueden disminuir por los fenómenos de decantación y degradación desde su generación hasta la llegada al sistema de tratamiento (Metcalf y Eddy, 1995; Jordão y Pessôa, 2011). Para establecer la posible ocurrencia de fenómenos como el de decantación en el sistema de drenaje de la ciudad, se evaluaron las velocidades de flujo de los colectores o tramos principales que llegan a los sistemas de impulsión, ya que estos representan longitudes extensas de alcantarillado que no se encuentran influenciados por fuerza mecánica.

Para corroborar esta hipótesis, se analizaron los resultados de las velocidades de flujo en los colectores, los cuales fueron suministrados por el Depto. de Recolección de EMCALI EICE ESP y determinados mediante simulaciones realizadas con el Software INFOSEWER; los colectores evaluados fueron los que conducían el agua residual a las estaciones de bombeo y directamente a la PTAR-C a gravedad (Colector Central).

En la Tabla 15 se presentan las longitudes máximas en los colectores de interés y las velocidades del agua residual en el sistema de drenaje de la ciudad de Cali, donde se observan valores de velocidad superiores e inferiores a la velocidad mínima recomendada de 0,45 m/s (RAS, 2000). Pese a que la mayoría de colectores superan este valor, Basak (2003) indica que las velocidades mínimas para la auto limpieza de colectores esta entre 0.7 y 1.0 m/s, por lo tanto es posible que en algunos sectores de la red de drenaje se estén presentando condiciones de asentamiento del material sólido, lo que favorece la degradación de la materia orgánica en los colectores, lo cual desde el punto de vista operativo de la planta, y en sí de los clarificadores primarios, constituye una limitante, ya que la actividad biológica resulta ser un factor perjudicial para el desempeño de estas unidades (Davis, 2010).

Tabla 15. Colectores y canales principales del sistema de drenaje de la ciudad de Cali

Tramo	Llegada	Longitud (m)	Velocidad promedio (m/s)
Colector Central	PTAR-C	2.820,85	1,7
Interceptor Cañaveralejo	EB. Cañaveralejo	7.529,97	0,33
Interceptor Principal	EB. Agua Blanca	1.787,69	0,88
Llegada a la estación de bombeo Calipso	EB. Calipso	458,96	0,65
Colector Cauca	EB. Navarro	3.324,08	1,30
Colector margen izquierdo Rio Cali	EB. Floralia	9.521,27	1,22
Canal Oriental Inferior	EB: Paso del Comercio	5.854,05	0,73

Flamink et al. (2005) argumentan que la capacidad de los clarificadores primarios, en aplicaciones convencionales, se define por las condiciones y las características del agua residual afluente al sistema de tratamiento. Estos autores sostienen que la capacidad oxidativa de los procesos biológicos que ocurren en los sistemas de drenaje de agua residual puede provocar fluctuaciones significativas en la concentración del agua residual. Si esta condición es asociada a la longitud del alcantarillado de la ciudad, equivalente a 3.399 kilómetros, el sistema de drenaje de la ciudad, cobra vital importancia, ya que este sistema podría actuar como un reactor biológico (Mourato et al., 2003).

La condición de biodegradabilidad que presenta el agua residual de la ciudad de Cali, aspecto que se puede asociar inicialmente con una relación de DBO₅/DQO del 0.46, puede favorecer la actividad biológica, donde la materia orgánica es susceptible de ser degradada a partículas más simples, de menor tamaño y densidad. La fracción particulada de la materia orgánica se solubiliza, disminuyendo la tendencia natural de estas a sedimentar (Ramalho, 1996; Metcalf y Eddy, 2003), según Tillman (1991), este comportamiento es atribuido a la disminución del tamaño de las partículas a partículas finas, que debido a la dispersión de estas en el clarificador, causa que los fenómenos de aglomeración y precipitación sean mucho más complejos.

6.2 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL AFLUENTE A LOS CLARIFICADORES

Para definir las características fisicoquímicas del agua residual doméstica afluente al sistema de clarificadores de la PTAR-C y utilizada en los ensayos de sedimentabilidad realizados en este estudio, se efectuaron 6 muestreos de tipo compuesto, en una jornada de 4 horas de 8:00 am a 12:00 pm; es importante destacar que las muestras de agua residual afluente a la PTAR-C, para la realización de estos ensayos, fueron tomadas en la cámara de distribución de caudales de los clarificadores, es decir, después del tratamiento preliminar. Los análisis fisicoquímicos fueron realizados en el laboratorio de la PTAR-C.

En la Tabla 16 se muestran los datos de la caracterización del agua residual afluente a la PTAR obtenidos en los seis 6 muestreos realizados.



Tabla 16. Resumen estadístico de las variables pH, DBO₅, DQO y SST - Muestreos del estudio

Variable	Unidades	Prom.	σ	Med.	Mín.	Máx.	Q1	Q3	n
pH	Unidades	N/A	0,2	6,86	6,6	7,4	6,65	7,27	6
DBO ₅ Total	mg·L ⁻¹	109,8	35,2	98,0	75,4	158,0	79,4	151,1	6
DQO Total	mg·L ⁻¹	260,5	72,3	249,5	186,0	340,0	196,5	338,5	6
SST	mg·L ⁻¹	138,33	21,3	144,5	99,0	160,0	123,7	152,5	6

N/A= No Aplica; Prom.= Promedio; Med.= Mediana; σ = desviación estándar; Min.= Mínimo; Máx.= Máximo; Q1= Cuartil 1; Q3 = Cuartil 3; n= Número de datos

Se debe señalar que la diferencia entre las variables determinadas en este estudio, parámetros mostrados en la Tabla 16 y las variables reportadas para el periodo evaluado, enero de 2009 a junio de 2014 señalados en la Tabla 13, probablemente corresponde a la influencia del pretratamiento en el agua residual afluente a la PTAR-C, debido a que los muestreos fueron realizados después de las unidades de desarenado, en la cámara de distribución de caudal afluente al clarificador número dos. Otro factor que posiblemente tuvo incidencia sobre los parámetros registrados en este estudio, es la jornada de muestreo, puesto que la jornada establecida fue de 4 horas comparada con la jornada de 24 horas con la cual se realizan los muestreos en la PTAR-C y tienen en cuenta el comportamiento diario del agua residual.

6.2.1 Comportamiento de las variables fisicoquímicas

El valor promedio de las variables establecidas para los seis muestreos realizados en este estudio, se encuentra definido entre los cuartiles 1 y 3, expresión que se refiere al número de datos que hacen parte de un rango que constituyen el 50% de los datos de la muestra, el rango representado por los cuartiles fue de 196,5 mg/L a 338,5 mg/L para la DQO, de 79,4 mg/L a 151,1 mg/L para la DBO₅, y de 123,7 mg/L a 152,5 mg/L para los SST. Las medidas de tendencia central para las variables DQO, DBO₅ y SST establecen la representatividad de los valores promedios para el periodo evaluado.

Comparados estos valores con los reportados en la Tabla 14 citada en el capítulo 6.1, se estableció que el agua residual utilizada en este estudio describe un tipo de agua residual de concentraciones bajas.

En la Figura 34, Figura 35 y Figura 36, se presentan los diagramas de caja y alambres, de la concentración en el afluente (mg/L), para cada una de las variables analizadas.



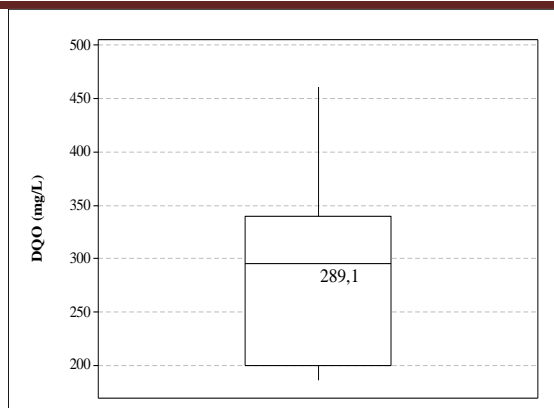


Figura 34. Comportamiento de la DQO (mg/L) del agua residual afluyente a la cámara de integración - Muestras realizadas

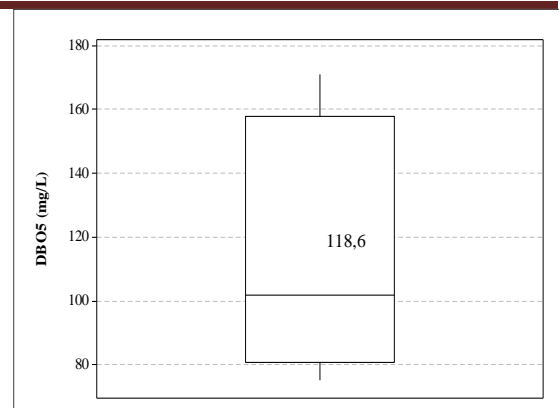


Figura 35. Comportamiento de la DBO₅ (mg/L) del agua residual afluyente a la cámara de integración - Muestras realizadas

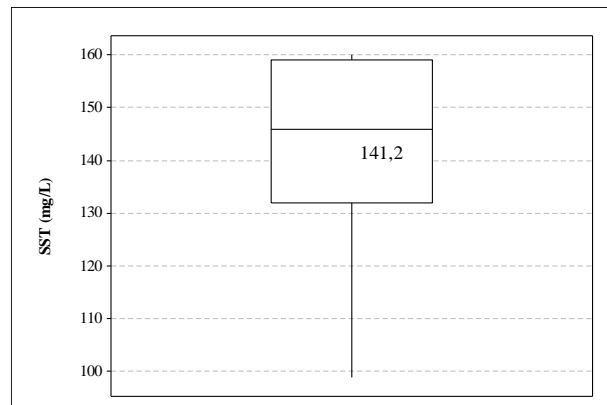


Figura 36. Comportamiento de la SST (mg/L) del agua residual afluyente a la cámara de integración - Muestras realizadas

La Tabla 17 presenta los parámetros fisicoquímicos de influencia en el estudio, comparando los mismos, para el agua residual afluyente a la PTAR-C, y el agua residual de la cámara de integración de caudales, afluyente a los clarificadores primarios.

Tabla 17. Comparación características fisicoquímicas entre el afluente a la PTAR-C y el afluente a los clarificadores primarios.

Variable	Unidades	Afluente PTAR-C	Afluente clarificadores
		Prom.	Prom.
DBO ₅ Total	mg·L ⁻¹	164,3	109,8
DQO Total	mg·L ⁻¹	360,0	260,5
SST	mg·L ⁻¹	176,6	138,33

Ramalho (1996) menciona que el pretratamiento del AR presenta eficiencias de reducción en términos de DBO₅ de 5% a 10% y para SST de 5% a 25%. Según Droste (1997) los desarenadores son diseñados generalmente para remover partículas con un tamaño de 150 µm a 200 µm, además, este autor sostiene que partículas mayores a 100 µm pueden contener una fracción de materia orgánica del 37%. Por lo que se esperaría, que el agua residual efluente de los desarenadores presente una reducción de los parámetros DBO₅ y SST. Debido a que el tipo de desarenador con el que cuenta la PTAR-C es aireado y según Metcalf y Eddy (2003), este tipo de desarenador puede remover partículas de hasta 100 µm. La reducción de sólidos que se presenta en estas unidades puede estar influyendo en la reducción de los parámetros DBO₅ y SST determinados a la entrada de los clarificadores. Ekama et al. (1997) sostiene que la sedimentación floculenta y la sedimentación por compresión es dominada por la concentración de los sólidos, por lo que la reducción en los parámetros DQO, DBO₅ y SST que ocurre en los desarenadores puede incidir negativamente en la interacción de los sólidos en los procesos de clarificación primaria, y más aún, considerando las condiciones de concentración baja que presenta el agua residual domestica de la ciudad de Cali.

6.2.2 Distribución de partículas

Según Droste (1997) una fracción significativa de los sólidos presentes en el agua residual doméstica es materia orgánica, representada en rangos de partículas coloidales y rangos de partículas supracoloidales, tal como se muestra en la Tabla 4 presentada en el capítulo 4.1.3, donde se observa que para el agua residual domestica sin tratamiento, el porcentaje de materia orgánica contenida en la fracción de partículas supracoloidales definidas en el rango de 1 a 100 µm es del 25%, y para la fracción de partículas sedimentables definidas como partículas >100 µm es del 37%. De esta manera se puede afirmar, según la distribución de la fracción de materia orgánica, que el agua residual doméstica afluente a la PTAR-C puede tener en mayor proporción partículas orgánicas susceptible de sedimentar, Willson (2005) argumenta que este tipo de partículas, es asociada a un tamaño y peso suficientes, que permiten sedimentar dentro de un periodo de tiempo determinado por métodos convencionales.

Con el fin de determinar la distribución del tamaño de partículas para el agua residual afluente a los clarificadores, se efectuaron una serie de ensayos de granulometría (Método difracción laser), para cada uno de los muestreos realizados. En la Tabla 18 y Figura 37 se muestra la distribución de tamaño de partícula obtenida para las muestras del agua residual afluente a la PTAR-C.



Tabla 18. Comportamiento de la distribución de tamaño de partículas en el afluente a la PTAR-C

Muestreos realizados	Distribución de tamaños de partícula muestra compuesta AR afluente a la PTAR-C						Diámetro promedio μm
	Disueltos <0.001 μm	Coloidales ² 0.001 - 1 μm	Supracoloidales 1 - 100 μm	Sedimentables >100 μm	Supracoloidales ¹ no sedimentables 1 - 10 μm	Supracoloidales ¹ sedimentables 10 - 100 μm	
	% Volumen.	% Volumen.	% Volumen.	% Volumen.	% Volumen.	% Volumen.	
Muestreo No.1	-	1.31	64.6	34.09	11.52	53.08	124,73
Muestreo No.2*	-	-	-	-	-	-	-
Muestreo No.3	-	1.52	71.54	26.97	13.05	58.49	118,21
Muestreo No.4	-	1.54	72.99	25.43	14.49	58.50	96,59
Muestreo No.5*	-	-	-	-	-	-	-
Muestreo No.6	-	1.43	68.31	30.26	13.82	54.49	112,72
Rangos de Velocidad* (m/h)	<1,260	1,260 - 1,261	1,261 - 1,324	>1,324	1,261 - 1,266	1,266 - 1,324	

¹Categorías de sólidos según la distribución de tamaño de partículas presentado por Ødegaard (1998), Yu (2000), Metcalf y Eddy (2003), Figueiredo (2009)

² El %Vol de partículas coloidales reportado por el método de difracción laser es a partir del diámetro 0,479 μm

*Los resultados de granulometría del muestreo No. 2 presentaron inconsistencias en la metodología de toma de muestra, por tanto se descartaron estos valores.

*Para el muestreo No. 5 no se obtuvieron resultados de granulometría, debido, a daño del equipo laser.

*El rango de velocidad, es una variable calculada a partir de los diámetros de partícula, establecidos por el ensayo de difracción laser.

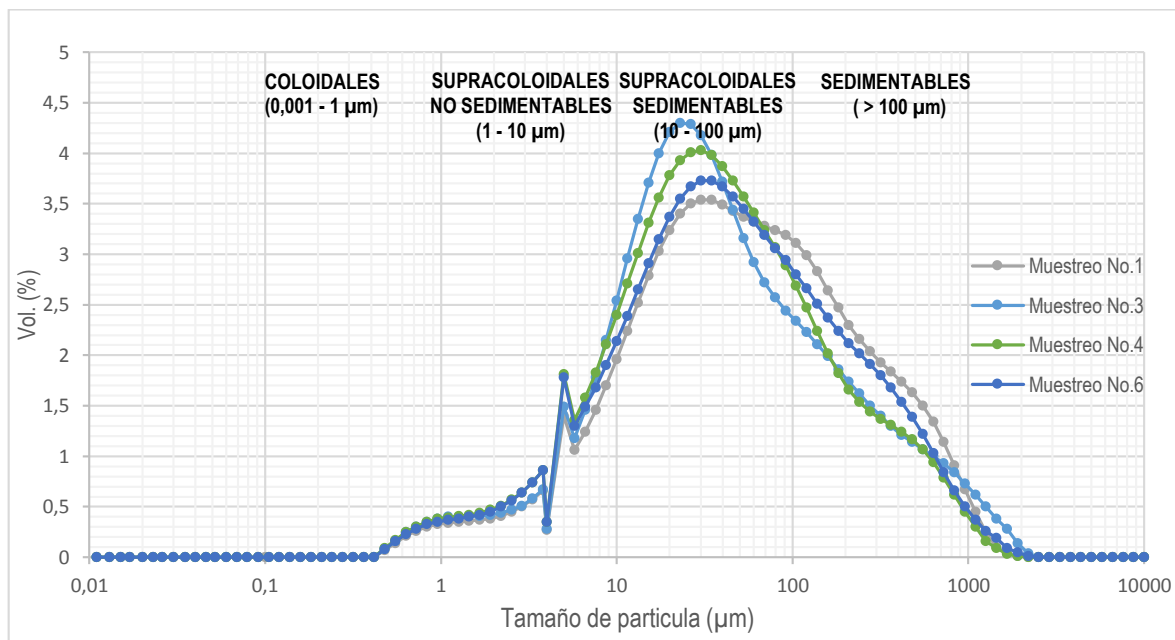


Figura 37. Resultados Análisis de granulometría del agua residual afluente a la PTAR -C

De acuerdo con diferentes autores (Balmat, 1957, Droste, 1997, Ødegaard, 1998, Yu 2000, Azema, 2002, Metcalf y Eddy, 2003 y Figueiredo, 2009), se establecieron dos fracciones de partículas susceptibles de sedimentar, las partículas supracoloidales sedimentables definidas entre 10 y 100 μm y las partículas sedimentables $> 100 \mu\text{m}$.

Se observó que las muestras presentaron en mayor proporción la fracción de sólidos supracoloidales definida entre el rango 1 y 100 μm , esta fracción varió entre 64,6%Vol a 72,99 %Vol. En cuanto a la fracción de partículas susceptibles de sedimentar, se encontró, que la proporción de partículas supracoloidales sedimentables fue de 53,08 %Vol a 58,5 %Vol y la proporción de partículas sedimentables de 25,43 %Vol a 34,09 %Vol. De acuerdo con lo anterior, se puede afirmar, que la mayor parte de los sólidos presentes en el agua residual afluente a la PTAR-C son susceptibles de sedimentar y, los sólidos supracoloidales sedimentables son el tipo de sólido predominante, condición que favorece el mecanismo de sedimentación floculenta, debido a que en este tipo de sedimentación, es donde la colisión de partículas permite la aglomeración, formación de flócs y por lo tanto, el aumento en la velocidad de sedimentación (von Sperling, 2007).

Li y Ganczarczyk, (1985) citados por Griborio (2004) estudiaron la relación que existe entre el diámetro de los flócs de los lodos activados y la velocidad de sedimentación, por medio, de un método fotográfico denominado multi-exposición. Obtuvieron que la relación entre la velocidad de sedimentación individual y el tamaño de los flócs son funciones lineales con una alta correlación. Con el diámetro de la sección transversal como el criterio de tamaño, el análisis de regresión mostró que esta función lineal podría expresarse como: $V = 0,35 + 1,77 D$, donde V es la velocidad de sedimentación del floc (mm s^{-1}) y D es el diámetro de la sección transversal (mm). Esta fórmula fue utilizada en este estudio para hacer una aproximación al comportamiento de la velocidad de sedimentación de los sólidos hallados en el agua residual afluente a la PTAR-C, según el diámetro de partículas establecido para cada una de las categorías de sólidos señaladas en la Tabla 18. Obteniendo como resultado, que las fracciones de sólidos sedimentables pueden presentar velocidades de sedimentación mayores a 1,32 m/h y entre 1,26 y 1,32 m/h para la fracción de sólidos supracoloidales sedimentables. Según Sullivan et al. (1982) y Pisano et al. (1990) valores de velocidades de sedimentación entre 3,6 a 5,0 m/h son consideradas como velocidades altas y favorecen la adecuada decantación de los sólidos. Por otro lado, autores como WEDS (1991) señalan valores típicos de velocidades de sedimentación para los procesos de sedimentación primaria del agua residual se encuentran entre 0,72 a 1,44 m/s. De esta manera, se ratifica que según la distribución de partículas del agua residual domestica afluente a la PTAR-C, la mayor proporción de partículas presentan un rango de velocidad típico en los procesos de sedimentación primaria, y por tanto presentarían una adecuada sedimentación.

6.3 ENSAYO COLUMNA DE SEDIMENTACIÓN

De acuerdo con el comportamiento de la concentración de los sólidos y de la temperatura en cada punto de toma de muestra en la columna de sedimentación, se definieron tres categorías para la evaluación de los ensayos de columnas de sedimentabilidad.

- I) Concentración de SST afluente y temperatura del AR afluente mayores: Ensayo No.1 (SST 187 mg/L y 26,1°C), Ensayos No. 3 (SST 132 mg/L y 27,1°C) y Ensayo No. 4 (SST 146 mg/L y 26,2°C)
- II) Concentración de SST afluente y temperatura del AR afluente menores: Ensayos No. 2 (SST 76 mg/L y 24,5°C) y, Ensayos No. 5 (SST 86 mg/L y 25,1°C)
- III) Concentración de SST afluente y temperatura del AR afluente intermedia: Ensayo No.6 (SST 150 mg/L y 25,26°C).

ENSAYO No. 1, 3 y 4

En la Figura 38 y Figura 39, se presentan los resultados de los Ensayos 1, 3 y 4, con respecto a la variación de la concentración de SST y la temperatura en la columna de sedimentación respectivamente. Para evaluar la temperatura del agua residual como un factor que condiciona los procesos de sedimentabilidad y el comportamiento de los sólidos, para los 6 ensayos de columnas de sedimentación se establecieron rangos de temperatura del agua residual con una diferencia entre datos de 0.3 °C. El ensayo de columnas No. 1, se efectuó para un periodo de sedimentación de 120 minutos (2 horas), con base en lo reportado por la literatura para el desarrollo de esta prueba. Para los ensayos posteriores se decidió evaluar la prueba de columnas considerando las condiciones de operación de los clarificadores primarios de la PTAR-C, es decir un periodo de sedimentación de 150 minutos (2.5 horas).

RANGO CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS

CONCENTRACIÓN (mg/L)	RANGO-COLORES
18-28	
28-38	
38-48	
48-58	
58-68	
68-78	
78-88	
88-98	
98-108	
108-118	
118-128	
128-138	
138-148	
148-158	
158-168	
168-178	
178-188	
188-198	
198 - 208	

ENSAYO 1		CONCENTRACIÓN SST (mg/L)						
Tiempo (min)		0	7,5	15	30	60	120	
PUNTO MUESTREO	A6	162	164	142	108	98	78	
	A5	170	174	158	134	118	92	
	A4	156	190	156	126	129	96	
	A3	172	174	146	134	116	110	
	A2	182	164	172	130	122	102	
	A1	166	172	160	140	116	104	
ENSAYO 3		0	7,5	15	30	60	120	150
PUNTO MUESTREO	A6	142	124	124	108	96	78	74
	A5	122	132	138	128	110	76	90
	A4	134	114	134	126	106	92	70
	A3	154	134	146	62	132	94	48
	A2	194	150	142	112	114	92	78
	A1	200	158	140	134	116	96	76
ENSAYO 4		0	7,5	15	30	60	120	150
PUNTO MUESTREO	A6	178	122	94	80	70	58	52
	A5	184	126	100	92	78	72	58
	A4	176	136	118	96	86	72	62
	A3	174	166	114	92	78	78	64
	A2	164	146	110	100	82	74	68
	A1	162	166	124	96	82	76	64

Figura 38. Comportamiento de la concentración de SST (mg/L) en la columna de sedimentación

RANGO DE TEMPERATURA

TEMPERATURA (°C)	RANGO-COLORES
24.4 - 24.7	
24.7 - 25	
25 - 25.3	
25.3 - 25.6	
25.6 - 25.9	
25.9 - 26.2	
26.2 - 26.5	
26.5 - 26.8	
26.8 - 27.1	
27.1 - 27.4	
27.4 - 27.7	
27.7 - 28	
28 - 28.3	
28.3 - 28.6	
28.6 - 28.9	
28.9 - 29.2	
29.2 - 29.5	
29.5 - 29.8	
29.8 - 30	
30 - 30.3	
30.3 - 30.6	
30.6 - 30.9	
30.9 - 31.2	
31.2 - 31.5	
31.5 - 31.8	
31.8 - 32.1	
32.1 - 32.3	

ENSAYO 1		TEMPERATURA (°C)						
Tiempo (min)		0	7,5	15	30	60	120	
PUNTO MUESTREO	A6	26,2	26,6	26,9	27,9	29,4	31,5	
	A5	26	26,4	26,9	27,4	28,8	30,7	
	A4	26,2	26,1	26,4	27,2	28	29,5	
	A3	26,2	26,1	26,1	26,9	27,2	29,1	
	A2	25,9	26,1	26,5	26,9	27,7	28,9	
	A1	26	26,2	27,2	26,9	27,6	28,8	
ENSAYO 3		0	7,5	15	30	60	120	150
PUNTO MUESTREO	A6	27,1	27,4	27,9	29	30,6	31,8	32,3
	A5	27,3	27,4	27,9	28,9	29,5	30,7	31,6
	A4	27,5	27,4	27,9	28,7	29,2	30,3	31,1
	A3	27,1	27,3	27,4	28,2	29,2	29,9	30,5
	A2	27	27,4	27,8	28,4	29	30	30,6
	A1	26,8	27,1	27,5	28,2	28,8	29,6	29,7
ENSAYO 4		0	7,5	15	30	60	120	150
PUNTO MUESTREO	A6	26,2	26,5	26,9	27,8	29,4	30,6	30,2
	A5	26,1	26,4	26,9	27,4	28,5	29,7	29,3
	A4	26,2	26,2	26,8	27,1	28	29,3	29
	A3	25,9	26,5	26,7	27,2	27,9	29,3	28,9
	A2	26,5	26,3	26,7	27,3	28	29,1	28,8
	A1	26,2	26,4	26,6	27,1	27,6	28,9	28,6

Figura 39. Comportamiento de la temperatura °C en la columna de sedimentación

Para el tiempo cero (0) minutos se evidenció que la mezcla en la columna no fue homogénea, tal vez porque el método y patrón de mezcla longitudinal pudo promocionar tanto la colisión de partículas como zonas de mezcla insuficiente, lo que causó que los sólidos se concentraran en el inferior de la columna. En la clarificación, la fuerza de gravedad actúa sobre la masa de sólidos y los mecanismos de transporte diferencial ocurren debido a la aglomeración de sólidos, donde la velocidad de caída de una partícula, según Kynch (1952) depende principalmente de la concentración de las partículas, por tal razón, se considera que el cambio de temperatura en la columna para este instante, no fue un factor de influencia en el proceso de la sedimentación de los sólidos.

A partir del minuto 7.5 del ensayo, se observó el inicio de la estratificación de los sólidos, debido al comportamiento de las partículas que se encuentran a distancias tan reducidas que se adhieren entre sí y comienzan a sedimentar; de esta manera se crea una superficie de separación entre las partículas y el líquido. En los Ensayos 3 y 4 este comportamiento genera un efecto de barrido de los sólidos. En el minuto 15 el efecto de barrido se intensifica, lo cual se asocia a que las partículas se aglomeraron, aumentaron su peso específico y sedimentaron, es decir, se apreció el mecanismo de la sedimentación floculenta.

Después del minuto 15 se observaron diferencias en las concentraciones de sólidos, evidenciándose en algunos casos que estas concentraciones aumentaban o disminuían considerablemente, comportamiento que pudo demostrar la existencia de mecanismos de resuspensión de sólidos. Autores como Wells y LaLiberte (1998) sostienen, que puede desarrollarse una mezcla vertical inducida por la diferencia de temperatura, cuando se presenta un cambio de solo 1 °C entre la superficie y el fondo, estos autores argumentan que la diferencia de temperatura puede inducir corrientes de densidad superficial; fenómeno que causa el arrastre de sólidos hacia el efluente, impidiendo la sedimentación de las partículas (Horváth, 1994; Chapra, 1997). Otros autores como Zhou y McCorquodale (1999), Taebi Harandy y Schroeder (2000) y Lee y Lin, (2000) mencionan que incluso la diferencia de temperatura de sólo 0.2 °C puede generar corrientes de densidad que, a su vez, generan cortocircuitos hidráulicos en las unidades de tratamiento y afectan las reacciones químicas y actividades biológicas.

De igual forma, se observa que en los niveles inferiores de la columna (punto A1), los valores de concentración de sólidos fueron menores al del afluente, condición que evidencia la acumulación de sólidos en el fondo de la columna, por debajo del punto A1.

A partir del minuto 120 (Ensayos 3 y 4) se percibió como la condición de baja concentración de SST redujo la interacción y aglomeración, teniendo como consecuencia una disminución del mecanismo de barrido.

Se observó para los ensayos, que la temperatura aumentó significativamente entre cada tiempo de toma de muestras, y entre cada punto de muestreo se presentaron diferencias de temperatura, que en algunos puntos superaron los 0,2 °C. Al existir diferencias iguales o superiores a 0,2 °C, dadas por que la temperatura en un punto de muestreo superior es mayor con respecto al punto de muestreo inmediatamente inferior, se generan corrientes de densidad que provocan el arrastre de los sólidos. Si el proceso es inverso, es decir, si la temperatura en un punto superior es menor con respecto al punto inmediatamente inferior, se generan corrientes de densidad que promueven la resuspensión de las partículas a estratos superiores (Taebi-Harandy et al., 2000). En este sentido, para los ensayos evaluados el fenómeno predominante fue el arrastre de sólidos inducido por el diferencial de temperatura. Además, al presentarse en el punto superior A6 una temperatura mayor generó que la densidad del AR fuera mayor y de esta manera, se originó una mayor interacción entre los sólidos que se agregaron fácilmente y sedimentaron con una mayor velocidad.

En términos generales, se observó que la mayor variación en la concentración de SST, es atribuida a corrientes de densidad que ocasionaron la resuspensión y/o arrastre de los sólidos. Para los ensayos No. 1, 3 y 4 estos fenómenos fueron más notorios entre las alturas A4 y A3, sección que corresponden al 50% de la profundidad de la columna de sedimentación.

ENSAYO No. 2 y 5

En la Figura 40 y Figura 41, se presentan los resultados de los Ensayos 2 y 5, con respecto a la variación de la concentración de SST y la temperatura en la columna de sedimentación respectivamente.

RANGO CONCENTRACIÓN DE SOLIDOS

CONCENTRACIÓN (mg/L)	RANGO-COLORES
18-28	
28-38	
38-48	
48-58	
58-68	
68-78	
78-88	
88-98	
98-108	
108-118	
118-128	
128-138	
138-148	
148-158	
158-168	
168-178	
178-188	
188-198	
198 - 208	

ENSAYO 2		CONCENTRACIÓN SST (mg/L)						
Tiempo (min)		0	7,5	15	30	60	120	150
PUNTO MUESTREO	A6	74	60	52	52	42	32	22
	A5	68	68	62	60	58	52	46
	A4	68	66	66	46	66	38	46
	A3	66	70	70	62	62	26	54
	A2	72	86	68	64	60	46	46
	A1	14	74	82	62	54	36	44
ENSAYO 5		0	7,5	15	30	60	120	150
PUNTO MUESTREO	A6	86	100	72	66	58	52	50
	A5	26	50	64	68	64	34	50
	A4	84	52	44	74	60	52	48
	A3	94	86	76	68	56	54	48
	A2	80	78	80	74	64	56	44
	A1	48	80	86	74	36	56	50

Figura 40. Comportamiento de la concentración de SST (mg/L) en la columna de sedimentación

RANGO DE TEMPERATURA

TEMPERATURA (°C)	RANGO-COLORES
24.4 - 24.7	
24.7 - 25	
25 - 25.3	
25.3 - 25.6	
25.6 - 25.9	
25.9 - 26.2	
26.2 - 26.5	
26.5 - 26.8	
26.8 - 27.1	
27.1 - 27.4	
27.4 - 27.7	
27.7 - 28	
28 - 28.3	
28.3 - 28.6	
28.6 - 28.9	
28.9 - 29.2	
29.2 - 29.5	
29.5 - 29.8	
29.8 - 30	
30 - 30.3	
30.3 - 30.6	
30.6 - 30.9	
30.9 - 31.2	
31.2 - 31.5	
31.5 - 31.8	
31.8 - 32.1	
32.1 - 32.3	

ENSAYO 2		TEMPERATURA						
Tiempo (min)		0	7,5	15	30	60	120	150
PUNTO MUESTREO	A6	24,5	24,8	24,8	24,9	26,5	28,9	30,7
	A5	24,5	24,5	24,6	24,6	25,7	28	28,8
	A4	24,7	24,6	24,6	24,7	25,7	27,5	29,8
	A3	24,5	24,6	24,5	24,7	25,3	26,9	28,1
	A2	24,6	24,5	24,4	24,7	25,4	26,8	28,1
	A1	24,7	24,5	24,6	24,8	25,3	26,9	27,9
ENSAYO 5		0	7,5	15	30	60	120	150
PUNTO MUESTREO	A6	25,1	25,1	25,2	25,1	25	25	25,2
	A5	25,2	25,3	25,3	25,3	25,2	25,2	25,3
	A4	25,3	25,2	25,2	25,1	25,2	25,5	25,5
	A3	25,1	25,2	25,2	25,3	25,2	25,5	25,7
	A2	25,2	25,3	25,2	25,1	25,3	25,5	25,9
	A1	25,2	25,2	25,3	25,2	25,3	25,3	26

Figura 41. Comportamiento de la temperatura °C en la columna de sedimentación

El ensayo de columnas de sedimentación No.2 y 5 se caracterizaron por presentar las concentraciones más bajas y las menores temperaturas.

En cuanto a la magnitud de las variaciones de temperatura hasta el minuto treinta (30), se evidenció que no ocurrieron diferencias superiores a 0.2°C, que son atribuidas a la formación de corrientes de densidad, y que reflejan cambios significativos en las concentraciones determinadas para cada punto. En los ensayos evaluados, se observó la no ocurrencia del fenómeno de barrido, comportamiento que se puede asociar a la dilución del agua residual y a las temperaturas que además de ser bajas, permanecieron casi constantes en el tiempo del ensayo. De lo anterior se puede corroborar que a concentraciones y temperaturas bajas, la sedimentación floculenta es afectada negativamente, debido a la disminución de la interacción entre las partículas.

ENSAYO No. 6

En la Figura 42 y Figura 43 se presentan los resultados del Ensayo 6, con respecto a la variación de la concentración de SST y la temperatura en la columna de sedimentación respectivamente.

RANGO CONCENTRACIÓN DE SOLIDOS

CONCENTRACIÓN (mg/L)	18-28	28-38	38-48	48-58	58-68	68-78	78-88	88-98	98-108	108-118	118-128	128-138	138-148	148-158	158-168	168-178	178-188	188-198	198 - 208
RANGO-COLORES																			

ENSAYO 6		CONCENTRACIÓN SST (mg/L)						
Tiempo (min)		0	7,5	15	30	60	120	150
PUNTO MUESTREO	A6	108	104	82	46	62	46	22
	A5	112	116	108	104	94	84	30
	A4	122	120	112	96	74	66	58
	A3	134	126	184	62	68	28	56
	A2	132	110	116	52	82	62	56
	A1	138	124	122	104	76	48	48

Figura 42. Comportamiento de la concentración de SST (mg/L) en la columna de sedimentación

RANGO DE TEMPERATURA

TEMPERATURA (°C)	24.4 - 24.7	24.7 - 25	25 - 25.3	25.3 - 25.6	25.6 - 25.9	25.9 - 26.2	26.2 - 26.5	26.5 - 26.8	26.8 - 27.1	27.1 - 27.4	27.4 - 27.7	27.7 - 28	28 - 28.3	28.3 - 28.6	28.6 - 28.9	28.9 - 29.2	29.2 - 29.5	29.5 - 29.8	29.8 - 30	30 - 30.3	30.3 - 30.6	30.6 - 30.9	30.9 - 31.2	31.2 - 31.5	31.5 - 31.8	31.8 - 32.1	32.1 - 32.3
RANGO-COLORES																											

ENSAYO 6		TEMPERATURA						
Tiempo (min)		0	7,5	15	30	60	120	150
PUNTO MUESTREO	A6	25,7	25,3	25,1	25,1	25,2	25,3	25,8
	A5	25,1	25,1	25,1	25,1	25,1	25,3	25,4
	A4	25,6	25,2	25,1	25,1	25,2	25,3	25,2
	A3	25,1	25,3	25	25,1	25,1	25,1	25,2
	A2	25,1	25,1	25,1	25,1	25	25,3	25,2
	A1	25	25,1	24,9	25,1	24,9	25,1	25,1

Figura 43. Comportamiento de la temperatura °C en la columna de sedimentación

Con el fin de determinar si la radiación solar directa sobre la columna de sedimentación tenía una incidencia inmediata en la dinámica de la sedimentación de las partículas, se realizó el ensayo en un lugar de condiciones de sombra permanente y temperatura ambiente constante.

Pese a las bajas concentraciones del ensayo No.6, se evidenció un descenso uniforme de la concentración para cada tiempo de sedimentación, condición que mostró que el fenómeno de barrido dado en los instantes iniciales, probablemente resultado de un adecuado patrón de mezcla, favoreció el mecanismo de sedimentación floculenta. En este ensayo, las temperaturas fueron mayores en la parte superior de la columna para cada uno de los tiempos, razón que sustenta la hipótesis del barrido en los instantes iniciales. En el transcurso del ensayo, la variación de la temperatura no superó más de los 0.2 °C entre puntos consecutivos, excepto en las alturas iniciales donde se presentaron variaciones hasta de 0.7 °C para los tiempos 0 y 150 minutos.

Aunque se presentaron variaciones iniciales considerables, la temperatura en la mayor parte del ensayo se mantuvo constante, esta condición favoreció la sedimentación de las partículas, ya que al no haber variaciones de temperatura del orden de 0.2°C o superiores, no hay ocurrencia del fenómeno de corrientes de densidad. Este hecho sumado a la condición de barrido dada en los minutos iniciales, y de acuerdo con lo expuesto por Sánchez (2008), es la situación idónea para llevar a cabo el proceso de la clarificación primaria del agua residual evaluada.

Cabe resaltar que las variaciones de temperatura producen variaciones de densidad del agua y originan corrientes térmicas que a su vez, generan cortocircuitos hidráulicos en las unidades de tratamiento, denominados corrientes de densidad (Lee y Lin, 2000). McCorquodale (2001) sustenta que el efecto de la temperatura sobre la hidrodinámica del clarificador es enteramente dependiente de la variabilidad de la misma.

6.3.1 Granulometría

Con el fin de determinar la distribución de tamaños de partícula presentes en el AR afluente a los clarificadores, a un tiempo de sedimentación de 120 minutos para el ensayo No.1 y de 150 minutos para los ensayos posteriores, los cuales según WEDS (1991) se encuentran en el rango de TRH establecidos en el diseño y operación de clarificadores primarios. Para el análisis de la granulometría, se tomaron muestras de AR afluente en la cámara de integración de caudales y en puntos intermedios de las alturas A2-A3 y A5-A6 de la columna de sedimentación, un punto más próximo al fondo de la columna, y otro a la superficie respectivamente (Ver Figura 25). En la Tabla 19 se muestra el comportamiento de la distribución de tamaño de partículas para los ensayos 1, 3, 4 y 6.

Tabla 19. Comportamiento de la distribución de tamaño de partículas

Punto de muestreo/Tiempo (min)	Disueltos <0.001 µm	Coloidales ² 0.001 - 1 µm	Supracoloidales 1 – 100 µm	Sedimentables >100 µm	Supracoloidales ¹ no sedimentables 1 – 10 µm	Supracoloidales ¹ sedimentables 10 – 100 µm
	% Volumen					
ENSAYO No. 1						
Afluente	-	1,31	64,6	34,09	11,52	53,08
(A2-A3) min 60	-	2,75	94,07	3,18	21,61	72,46
(A5-A6) min 120	-	3,67	95,72	0,61	28,75	66,97
ENSAYO No. 3						
Afluente	-	1,52	71,54	26,97	13,05	58,49
(A2-A3) min 150	-	3,02	94,18	2,78	32,25	61,93
(A5-A6) min 150	-	3,71	94,52	1,77	36,91	57,61
ENSAYO No. 4						
Afluente	-	1,54	72,99	25,43	14,49	58,5
(A2-A3) min 150	-	3,52	94,2	2,26	26,97	67,23
(A5-A6) min 150	-	3,79	94,63	1,57	30,44	64,19
ENSAYO No. 6						
Afluente	-	1,44	71,63	26,92	14,24	57,4
(A2-A3) min 150	-	2,54	95,8	1,64	20,29	75,51
(A5-A6) min 150	-	2,82	97,15	0,01	21,11	76,04

¹Categorías de sólidos según la distribución de tamaño de partículas presentado por Ødegaard (1998), Yu (2000), Metcalf y Eddy (2003), Figueiredo (2009)

² El %Vol de partículas coloidales reportado por el método de difracción laser es a partir del diámetro 0,479 μm

Como metodología preliminar, para el ensayo No.1 se identificaron en el AR afluente a los clarificadores y para las alturas A2-A3 del tiempo 60 minutos y las alturas A5-A6 del tiempo 120 minutos, las partículas que podrían sedimentar según la distribución de tamaño de partícula citada por los autores Balmat (1957), Droste (1997) y Ødegaard (1998), Yu (2000), Azema (2002), Metcalf y Eddy (2003), Figueiredo (2009). Del ensayo No.1, se estableció que la mayor proporción de sólidos fue, para la fracción de partículas sedimentables y las partículas supracoloidales sedimentables, definidas para un diámetro > 100 μm y entre 10 a 100 μm respectivamente.

En este ensayo se observó que las fracciones de partículas susceptibles de sedimentar, fueron mayores para la sección entre las alturas A2-A3 del tiempo 60 minutos. Según Reynolds y Richards (1996) y Metcalf y Eddy, (2003) esta condición se debe a que las partículas sedimentables y las partículas supracoloidales por medio de los mecanismos de sedimentación, agregación y transporte diferencial, aumentan su tamaño y peso específico, lo cual permitió el desarrollo de una concentración de sólidos o estrato de sólidos, en la sección que forman estas alturas, que corresponden al 67% de la profundidad total de la columna de sedimentación, es decir, una profundidad de 1,7 m. Como efecto del barrido de sólidos, la proporción de los sólidos supracoloidales sedimentables, disminuyó para la sección entre las alturas A5-A6 en el tiempo de 120 minutos en comparación con el tiempo de 60 del ensayo de columna de sedimentabilidad.

La fracción de sólidos supracoloidales sedimentables representó para el tiempo inicial del ensayo el 53,8%, mientras que en los tiempos 60 y 120 minutos, esta fracción representó el 72,46% y el 66,97% respectivamente. El incremento en términos porcentuales de esta fracción, entre el tiempo inicial y los tiempos 60 y 120, se debe a la reducción de los sólidos sedimentables, que por su tamaño y peso específico, alcanzaron mayores velocidades de sedimentación que permitieron establecerse en el fondo de la columna.

La toma de muestras de los demás ensayos de columnas de sedimentación realizados, se efectuaron para un tiempo de 150 minutos, con el objetivo de analizar la distribución de tamaño de partículas de los sólidos que sedimentaron y la distribución de los sólidos presentes en el efluente clarificado, para el TRH real de los clarificadores de la PTAR-C de 150 minutos. Las muestras para la totalidad de los ensayos evaluados, presentaron en mayor proporción la fracción de sólidos supracoloidales definida entre el rango 1 a 100 μm , para el tiempo seleccionado de 150 minutos, y para los puntos entre las alturas (A2-A3) y (A5-A6). Esta fracción tendió a aumentar con respecto a la proporción de partículas en el afluente. Para los ensayos No. 1, 4 y 6, la fracción de sólidos supracoloidales sedimentables en el punto (A5-A6) fue superior comparada con la fracción del afluente. Condición que describe la posibilidad de que la fracción sedimentable de los sólidos supracoloidales, esté saliendo en el efluente. Una posible explicación para la condición de los ensayos, No. 1 y 4, es que la formación de corrientes de densidad en tiempos anteriores, al de toma de la muestra del minuto 150, influenciaron en la resuspensión de las partículas supracoloidales sedimentables, y debido a las bajas concentraciones presentadas en los tiempos finales, se redujo su interacción, y en consecuencia esta fracción de sólidos se mantuvo en suspensión.

Se evidenció una mayor proporción de sólidos supracoloidales sedimentables en las alturas superiores A5-A6 del ensayo N°6, esta proporción, no presenta una explicación que involucre el fenómeno de corrientes de densidad, ya que las temperaturas, y las concentraciones evaluadas para este ensayo, no evidencian un comportamiento que revele esta circunstancia. Probablemente el hecho de que las concentraciones del AR afluente, se encuentren dentro del rango establecido para un tipo de AR diluida o de baja concentración, genere que ciertas fracciones de sólidos sedimenten parcialmente.

La proporción de partículas sedimentables para el afluente estuvo por encima de las proporciones de los sólidos sedimentables obtenidas en las diferentes alturas. En el punto entre las alturas (A5-A6) para todos los ensayos se evidenció una fracción baja de sólidos sedimentables entre 0,01% y 1,77% para los ensayos evaluados, lo cual quiere decir que existen sólidos sedimentables saliendo en el efluente, estas pequeñas fracciones pueden ser atribuidas a la presencia de corrientes de densidad en tiempos anteriores, que mantuvieron algunas fracciones de sólidos en suspensión.

En el punto de toma de muestra más próximo al fondo la columna, el punto (A2-A3), la fracción de partículas sedimentables fue un poco mayor que para el punto (A5-A6), entre 1,64% y 3,18%, lo cual indica que la mayor fracción de los sólidos sedimentables para el tiempo de sedimentación de 150 minutos, ya ha sedimentado, estableciéndose en el fondo de la columna. Este comportamiento se debe, a que los sólidos sedimentables presentan un diámetro y peso específico suficientes para que sedimenten dentro de un periodo de tiempo específico (Sastre, 2005).

6.4 ENSAYO DE FLOCULACIÓN MEDIANTE PRUEBA DE JARRAS

Con el objetivo de establecer el efecto que tiene la floculación sobre la sedimentación, se realizaron ensayos de pruebas de jarras, adoptando un valor del gradiente de velocidad igual a 60 s^{-1} , valor recomendado por Wahlberg et al. (1999) y Ifill et al. (2011) quienes argumentan que con un gradiente de velocidad entre 20 a 75 s^{-1} se consigue que la concentración de SST residual disminuya a medida que se prolonga el tiempo de floculación y después de un tiempo de sedimentación definido. Adicionalmente, los valores de velocidad de mezcla y del tiempo de retención o sedimentación fueron seleccionados según las experiencias de estos autores, que definieron como valores óptimos, 50 rpm y 30 minutos de sedimentación. Se establecieron diferentes tiempos de floculación de 0, 2.5, 5, 10, 20, y 30 minutos. Los resultados del ensayo de floculación para cada ensayo se presentan en el ANEXO 2.

En la Figura 44 y Figura 45 se presentan los resultados experimentales de los ensayos de floculación.

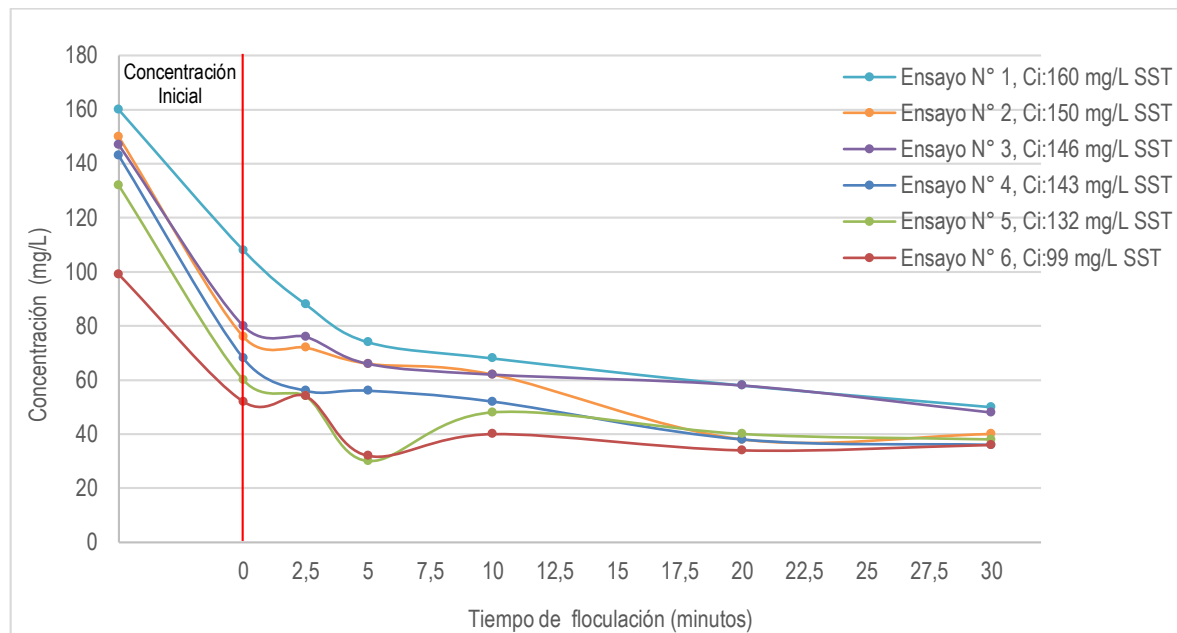


Figura 44. Concentración de SST en función del Tiempo de Floculación, Ci: concentración inicial

Se debe aclarar que el objetivo de los ensayos de floculación mediante prueba de jarras, no fue evaluar el efecto de la floculación a diferentes concentraciones iniciales de SST en el agua residual. Para los diferentes ensayos de floculación se emplearon muestras del agua residual afluente al sistema de tratamiento, que presentaron concentración inicial de SST dentro del rango predominante en las caracterizaciones históricas y actuales, mencionadas en la Tabla 13 y 16, y su variabilidad no fue significativa a excepción del ensayo No.6 que presentó una concentración de 99 mg/L SST, valor que se decidió analizar porque representa una condición real de concentración de SST baja a la que el sistema de tratamiento está expuesto.

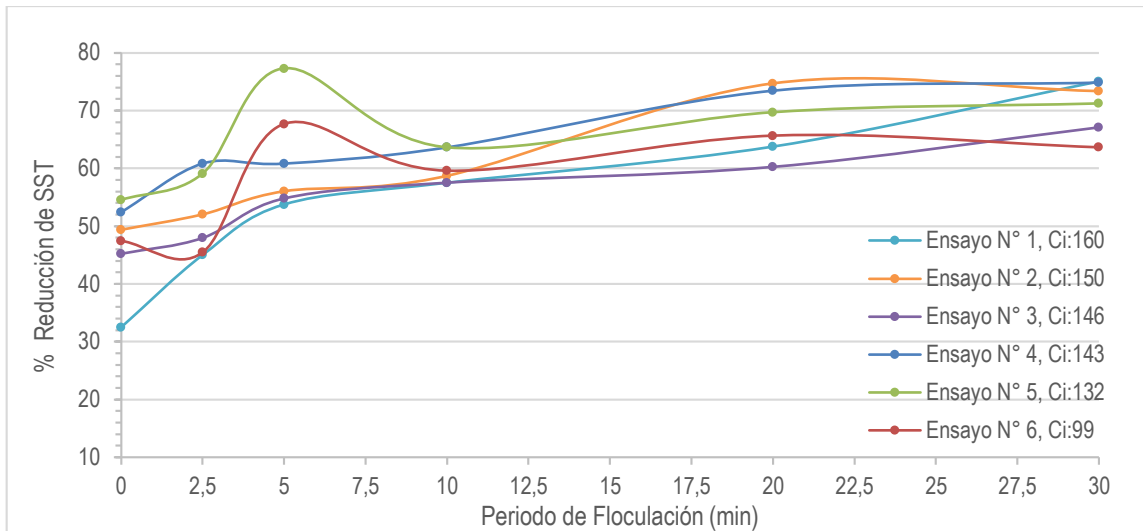


Figura 45. Porcentaje (%) de reducción de SST en función del Tiempo de Floculación, Ci: concentración inicial

Al comparar lo obtenido cuando solo se aplicó sedimentación (tiempo 0 de floculación) con la aplicación de floculación, se observa una diferencia significativa y el efecto beneficioso que tiene este fenómeno en la formación de flócs y consecuente reducción de los SST por acción de los mecanismos de floculación y gravedad. De igual forma, se evidencia que a medida que aumenta el tiempo de floculación se favorece la sedimentación, siendo 5 minutos un tiempo mínimo para alcanzar eficiencias de remoción de SST por encima del 50% y un tiempo de 20 minutos para alcanzar eficiencias por encima del 60%, a partir de ese tiempo no se observa un aumento significativo, lo que indica que el tiempo de 20 minutos muestra el tope máximo que se podría alcanzar en cuanto al efecto beneficioso de la floculación.

Crittenden et al. (2012) señalan que la mezcla de tipo mecánico o agitación por aire sin ninguna adición química genera mecanismos de floculación que pueden aumentar la eliminación de SST y DBO₅, debido a que esta mezcla induce gradientes de velocidad que provocan colisiones entre las partículas en suspensión, formando partículas de mayor volumen y densidad, las cuales pueden sedimentar por acción de la gravedad o como un estrato de sólidos. Los autores denominan a este mecanismo "floculación de macroescala o floculación ortocinética".

AWWA (1999) indica que la velocidad de aglomeración de las partículas es proporcional al tiempo, ya que bajo determinadas condiciones existe un tiempo óptimo para la floculación, que depende de la hidrodinámica del sistema y de las características de los sólidos. Estos autores sostienen que a medida que los flócs aumentan de tamaño, crecen las fuerzas de cizallamiento hidrodinámico, que son inducidas por el gradiente de velocidad, por esta razón, los flócs crecerán hasta un tamaño máximo donde las fuerzas de cizallamiento alcanzan una intensidad que los rompe en partículas menores, por lo que es fundamental determinar y garantizar la permanencia del AR bajo un tiempo óptimo de floculación.

Otro aspecto que se observó, es que no hay una relación directa entre las concentraciones iniciales de SST, manejadas en el presente estudio, y el efecto de la floculación mecánica inducida en la prueba de jarras, de esta manera no fue posible afirmar que a una alta o baja concentración inicial de SST, mayor o menor, será el efecto de la floculación mecánica en la sedimentación de los sólidos.

De la Figura 46 a la Figura 50, y en la Tabla 20 se presenta la distribución de tamaños de partícula para los ensayos de floculación.

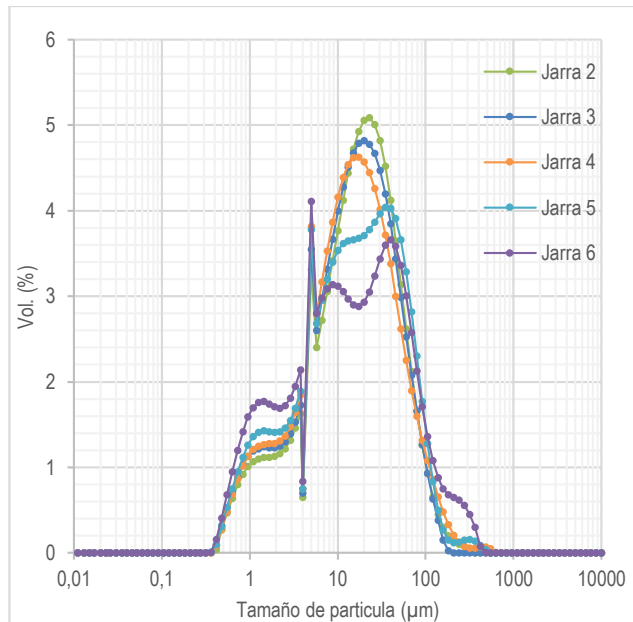


Figura 46. Ensayo de floculación muestreo No.1

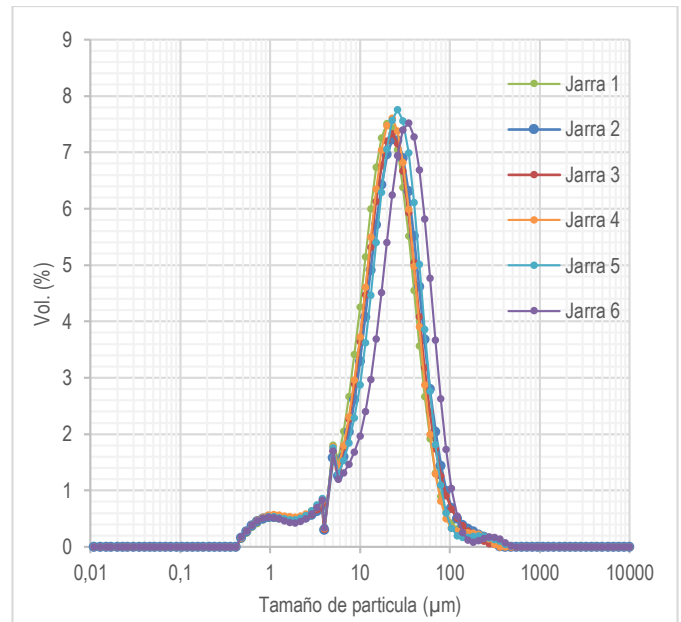


Figura 47. Ensayo de floculación muestreo No.3

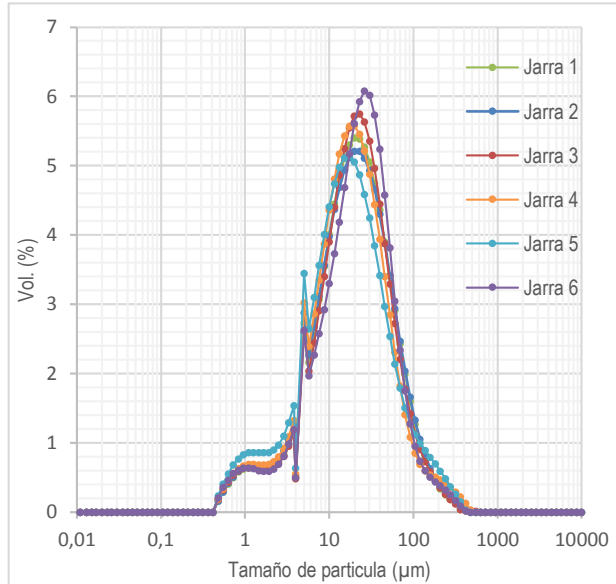


Figura 48. Ensayo de floculación muestreo No.4

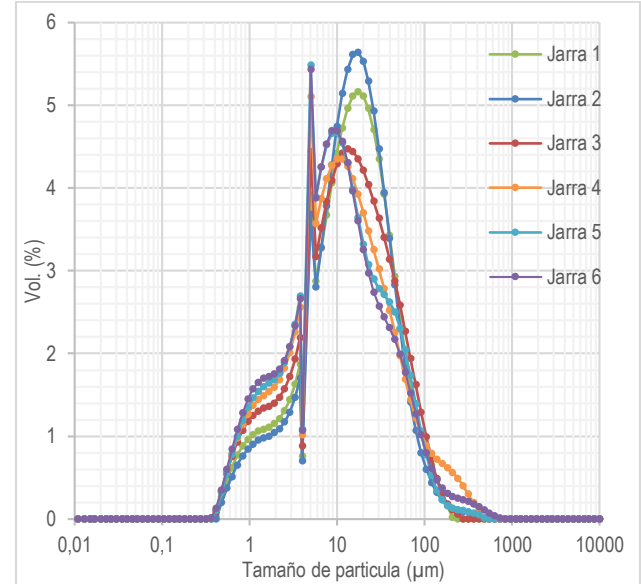


Figura 49. Ensayo de floculación muestreo No.5

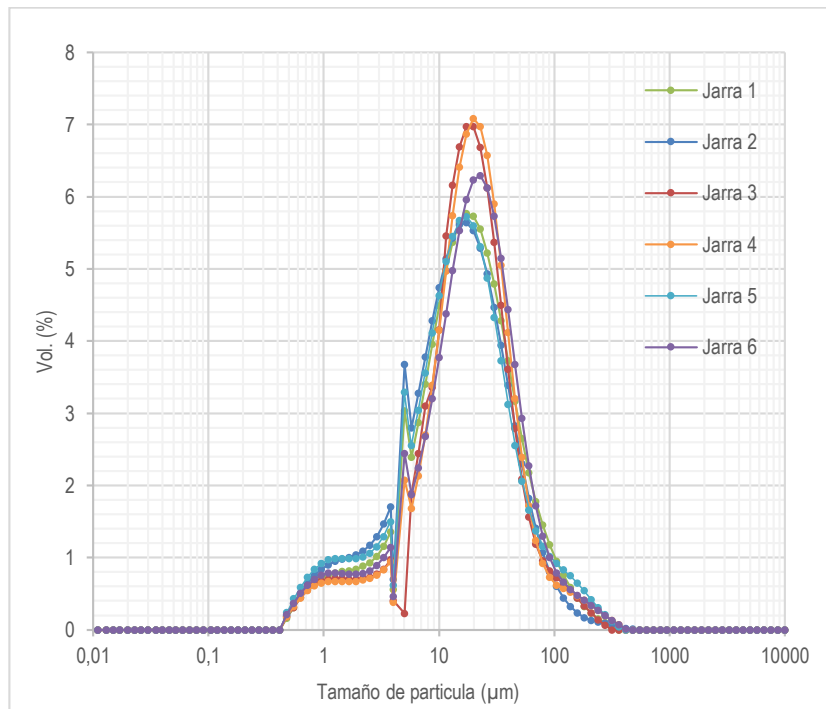


Figura 50. Ensayo de floculación muestreo No.6

Tabla 20. Comportamiento de la distribución de tamaño de partícula ensayo de floculación

Tiempo de floculación (min)	Disueltos	Coloidales ²	Supracoloidales	Sedimentables	Supracoloidales ¹	Supracoloidales ¹	Diámetro promedio μm
	<0.001 μm	0.001 - 1 μm	1 – 100 μm	>100 μm	no sedimentables 1 – 10 μm	sedimentables 10 – 100 μm	
	% Volumen	% Volumen	% Volumen	% Volumen	% Volumen	% Volumen	
Ensayo de floculación muestreo N°1 – Concentración inicial de SST (mg/L):143							
Jarra 1	-	-	-	-	-	-	-
Jarra 2	-	4,15	92,94	2,9	27,89	65,05	23.738
Jarra 3	-	4,72	93,13	2,12	30,11	63,02	21.702
Jarra 4	-	4,57	91,3	4,15	59,731	59,43	24.396
Jarra 5	-	5,03	91,11	3,87	31,81	59,3	26.268
Jarra 6	-	6,42	86,18	7,42	34,95	51,23	31.062
Ensayo de floculación muestreo N°3 – Concentración inicial de SST (mg/L): 132							
Jarra 1	-	2,15	96,56	1,31	17,28	79,28	23.206
Jarra 2	-	2,29	94,96	2,79	14,83	80,13	27.228
Jarra 3	-	2,38	95,15	2,47	13,02	82,13	25.612
Jarra 4	-	2,4	95,58	2	16,69	78,89	24.193
Jarra 5	-	2,35	95,8	1,92	14,92	80,88	26.884
Jarra 6	-	2,87	94,78	2,91	13,13	81,65	32.797
Ensayo de floculación muestreo N°4 – Concentración inicial de SST (mg/L): 146							
Jarra 1	-	2,56	92,41	5,07	22,25	70,16	28.856
Jarra 2	-	2,61	91,97	5,41	23,04	68,93	29.386
Jarra 3	-	2,72	92,49	4,81	17,96	74,53	28.462
Jarra 4	-	2,85	92,06	5,11	24,33	67,73	28.589
Jarra 5	-	3,48	90,17	6,37	27,51	62,66	28.586
Jarra 6	-	3,48	92,71	4,47	20,2	72,51	29.467
Ensayo de floculación muestreo N°5 – Concentración inicial de SST (mg/L): 160							
Jarra 1	-	4	93,52	2,47	31,42	62,1	20.864
Jarra 2	-	3,33	94,45	2,23	30,11	64,34	21.026
Jarra 3	-	4,91	92,26	2,86	35,46	60,89	21.055
Jarra 4	-	5,11	89,04	5,74	39,7	49,34	24.802
Jarra 5	-	5,3	91,43	2,59	45,78	45,65	19.377
Jarra 6	-	5,6	90,16	4,08	43,03	47,13	22.283
Ensayo de floculación muestreo N°6 – Concentración inicial de SST (mg/L): 150							
Jarra 1	-	2,85	93,54	3,57	25,58	67,96	24.237
Jarra 2	-	3,13	92,75	4,11	25,86	66,89	24.554
Jarra 3	-	2,8	91,05	3,11	15,59	75,46	23.000
Jarra 4	-	2,74	93,66	3,6	19,63	74,03	25.173
Jarra 5	-	3,75	91,46	4,79	28,11	63,35	24.549
Jarra 6	-	3,96	92,9	3,92	21,42	71,48	26.431

¹Categorías de sólidos según la distribución de tamaño de partículas presentado por Ødegaard (1998), Yu (2000), Metcalf y Eddy (2003), Figueiredo (2009)

² El % Vol de partículas coloidales reportado por el método de difracción laser es a partir del diámetro 0,479 μm

Según la distribución de tamaño de partículas, la mayor proporción la presentaron la fracción de partículas supracoloidales, con valores superiores al 80%. De esta fracción, las partículas con un tamaño principalmente entre 10 y 100 μm definidas como supracoloidales sedimentables, representaron la mayor proporción. La baja proporción de sólidos sedimentables observada se debe principalmente al mecanismo de floculación y al tiempo de sedimentación de 30 minutos establecido en el ensayo, que permitió la sedimentación de las partículas con diámetros superiores a 100 μm . Adicionalmente, se observó una fracción importante de supracoloidales no sedimentables en el sobrenadante de los ensayos de floculación mediante prueba de jaras, lo que indica que existe una restricción con respecto al efecto de la floculación mecánica en particular y de la sedimentación en general, pues se notó en la información de distribución de partículas, que para algunos tiempos de floculación mecánica se presentaron iguales %Vol de partículas supracoloidales sedimentables y no sedimentables, lo que sugiere que el ensayo podría resuspender este tipo de partículas para ciertos tiempos de floculación y concentraciones iniciales de SST.

Con el fin de determinar si la floculación mecánica influye en la disminución de los sólidos supracoloidales sedimentables presentes en los efluentes del ensayo, se comparó la distribución de tamaños de partícula de todos los ensayos de floculación y la distribución de tamaños de partícula de la muestra del efluente de los clarificadores primarios (tomada en la cámara de integración de efluentes). En la Figura 51 y Tabla 21 se muestra la distribución de tamaño de partícula obtenida para las muestras del agua residual efluente a la PTAR-C.

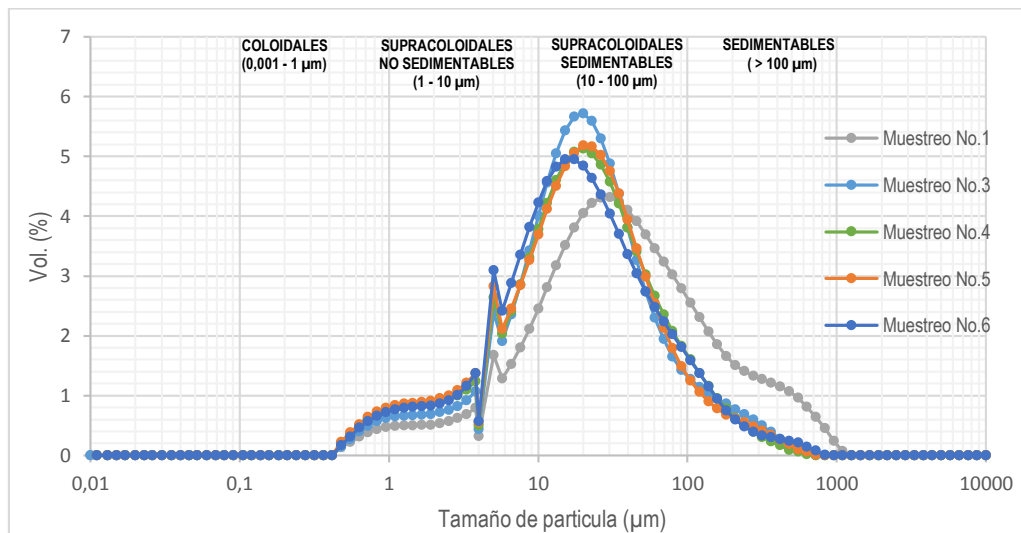


Figura 51. Resultados Análisis de granulometría del agua residual efluente a la PTAR –C

Tabla 21. Comportamiento de la distribución de tamaño de partículas en el efluente de la PTAR-C

Muestras realizadas	Distribución de tamaños de partícula muestra compuesta AR efluente a la PTAR-C						Diámetro promedio μm
	Disueltos	Coloidales ²	Supracoloidales	Sedimentables	Supracoloidales ¹ no sedimentables	Supracoloidales ¹ sedimentables	
	<0.001 μm	0.001 - 1 μm	1 – 100 μm	>100 μm	1 – 10 μm	10 – 100 μm	
	% Volumen.	% Volumen.	% Volumen.	% Volumen.	% Volumen.	% Volumen.	
Muestreo No.1	---	1,95	75,52	22,56	14,42	61,10	81,88
Muestreo No.2	---	-	-	-	-	-	-
Muestreo No.3	---	2,49	88,69	8,81	21	67,69	36,51
Muestreo No.4	---	3,09	88,67	8,24	23,11	65,56	34,12
Muestreo No.5	---	3,28	89,06	7,68	24,03	65,03	34,51
Muestreo No.6	---	2,89	88,27	8,85	25,47	62,80	36,44

¹Categorías de sólidos según la distribución de tamaño de partículas por Ødegaard (1998), Yu (2000), Metcalf y Eddy (2003), Figueiredo (2009)

² El %Vol de partículas coloidales reportado por el método de difracción laser es a partir del diámetro 0,479 μm

La concentración de SST en los efluentes para las condiciones con floculación mecánica y sin floculación mecánica, muestran que la floculación mecánica tienen un efecto positivo en la agregación y consecuente sedimentación de partículas. Al analizar las eficiencias de reducción en la concentración de SST se muestra, que la condición de agua residual con floculación mecánica, alcanzan porcentajes de reducción de SST entre 63,6% al 74,8% valores mayores, que la condición sin floculación, donde según el registro histórico de la PTAR-C se alcanzan eficiencias de reducción de SST entre el 57,1% al 69,2%.

Para la distribución de tamaño de partículas de las dos condiciones, se encontró que en promedio el mayor porcentaje de partículas pertenece a la fracción supracoloidal sedimentable, con un promedio de fracción y de diámetro de partículas para las condiciones con floculación mecánica y sin floculación mecánica de 62,36% - 25,4 μm y de 64,4% - 35,4 μm respectivamente. Lo anterior indica que con la floculación mecánica se logra promover la agregación de los sólidos y consecuente sedimentación de partículas con un mayor tamaño. Sin embargo, cabe mencionar que el proceso de floculación depende de las condiciones del agua residual afluente, autores como Drosten (1997) sustenta que las bajas concentraciones de la suspensión, generan bajos flujos de sedimentación, que impiden la interacción de los sólidos.

Adicionalmente, se observa una diferencia en las fracciones de partículas sedimentables, las cuales son menores para las muestras con floculación mecánica. Según Wahlberg et al. (1999) la entrada de energía asociada con instalaciones de mezcla y de floculación rápida, puede dar lugar a tamaños de partículas más grandes, debido a que se propicia la interacción entre partículas, un aumento de su peso específico y posterior sedimentación. Los resultados de la distribución de tamaño de partículas, sugieren que es posible asociar este comportamiento, con los resultados de la eficiencia en la reducción de la concentración de SST del ensayo de floculación mediante prueba de jarras, pues las muestras con floculación mecánica mostraron mejores eficiencias en la reducción de partículas sedimentables y menores diámetros de partículas en el sobrenadante.



6.5 SEDIMENTABILIDAD DEL LODO

Con el fin de establecer, si en un clarificador primario se presenta sedimentación de tipo zonal, se analizaron muestras del lodo primario para conocer por medio del ensayo en columnas, los parámetros cinéticos que requiere el método de Vesilind para establecer las características de sedimentabilidad que presenta el lodo. Este ensayo permitió establecer las características y patrones de sedimentación de los sólidos contenidos en la parte inferior del clarificador y tolva de lodos. Con base en la fase experimental y la información obtenida para cada una de las concentraciones evaluadas (ANEXO 3), se establecieron desde la Figura 52 a la Figura 57, los perfiles de variación de las alturas de interfase sólido-Líquido en función del tiempo de sedimentación para los seis ensayos; la velocidad de sedimentación correspondió a la pendiente de la recta (ver ANEXO 4).

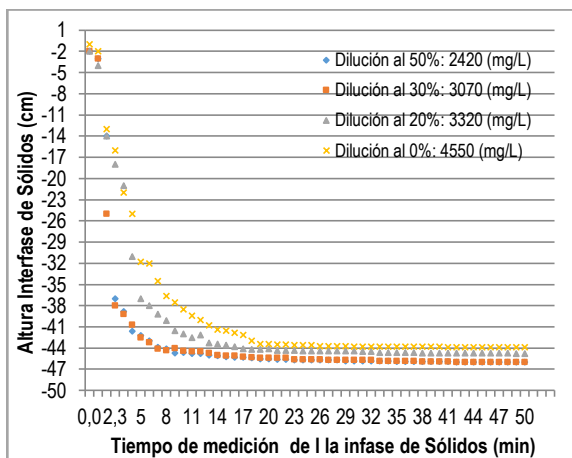


Figura 52. Ensayo sedimentabilidad del lodo muestreo No.1

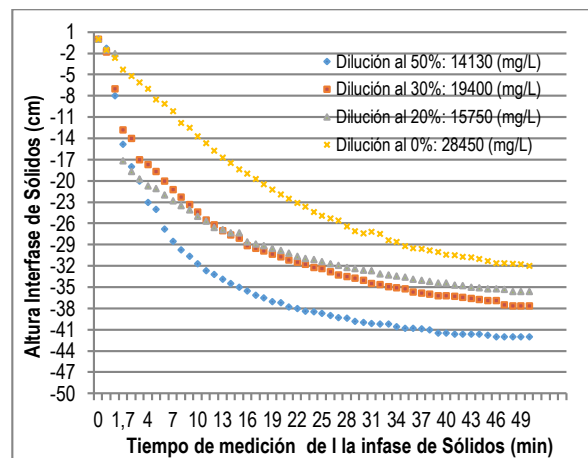


Figura 53. Ensayo sedimentabilidad del lodo muestreo No. 2

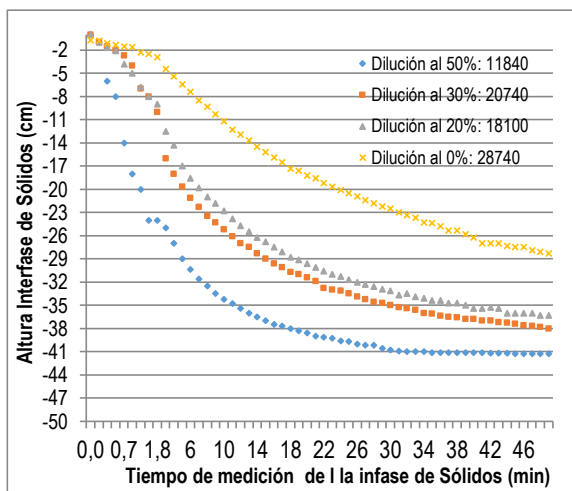


Figura 54. Ensayo sedimentabilidad del lodo muestreo No. 3

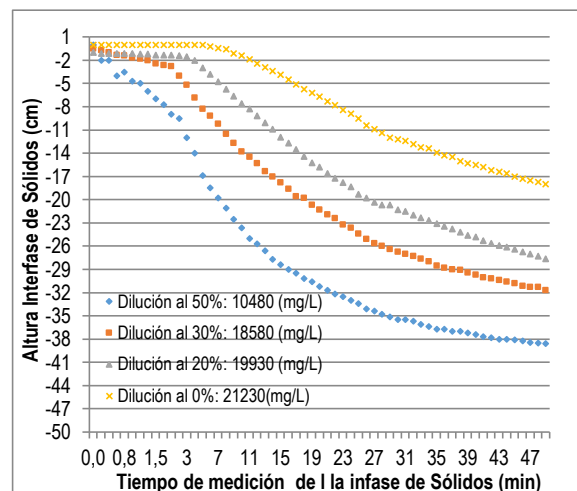


Figura 55. Ensayo sedimentabilidad del lodo muestreo No. 4

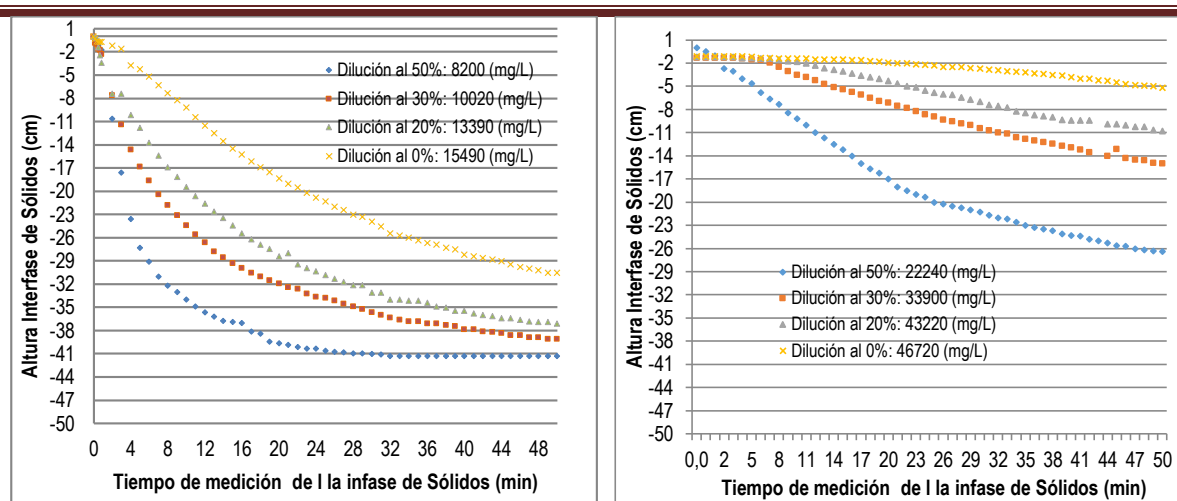


Figura 56. Ensayo sedimentabilidad del lodo muestreo No. 5

Figura 57. Ensayo sedimentabilidad del lodo muestreo No. 6

Según el comportamiento que describen las gráficas, se observa que la velocidad con que sedimenta una suspensión es función de las concentraciones de sólidos existentes, puesto que, a una mayor concentración de lodo, menor será la velocidad de sedimentación (Ekama et al., 1997). Autores como Duque (2012), argumentan que cuando la concentración de los sólidos aumenta en una suspensión, las fuerzas de interacción entre las partículas se hacen más importantes, debido a que la sedimentación se ve impedida por la resistencia adicional al movimiento de una partícula causada por otras partículas, comportamiento que tiene como efecto que las suspensiones sedimenten en masa, hasta una concentración tal, que la velocidad tiende a cero.

La diferencia en las concentraciones de SST del lodo primario observada para la dilución del 100% de cada uno de los ensayos, se debe principalmente a los diferentes tiempos de sedimentación del lodo que pudieron presentar cada una de las muestras del lodo primario.

En la Figura 58 se muestra el comportamiento de las velocidades de sedimentación zonal para cada ensayo de sedimentabilidad en función de la concentración del lodo primario (Ver ANEXO 5).

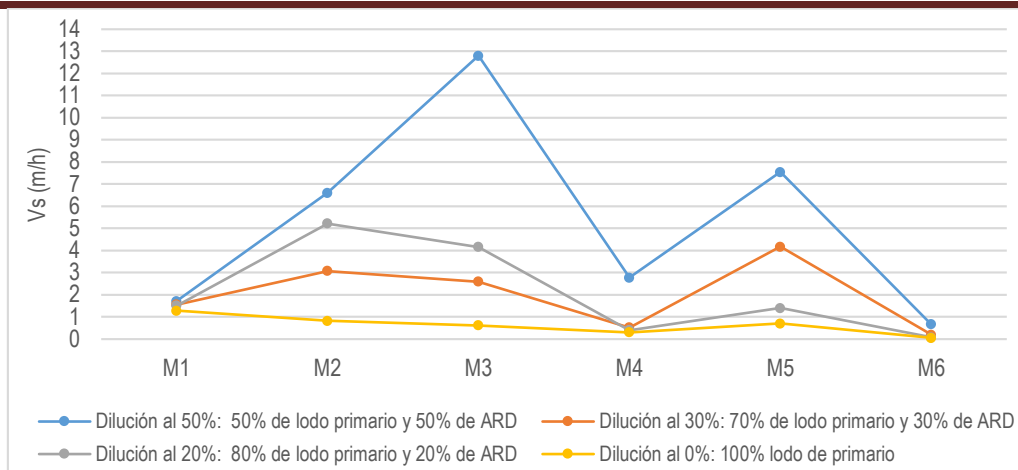


Figura 58. Velocidades de sedimentación en función de la concentración de lodo primario (mg/L)

Para cada dilución del lodo primario evaluada, se esperaba que su velocidad de sedimentación se comportaría de forma similar en los ensayos de Vesilind, sin embargo, se presentaron diferencias significativas. Shammas (2007) sustenta que al variar los tiempos de sedimentación del lodo en la zona de almacenamiento, los flocs del lodo encontrados tanto en forma dispersa, como en el estrato o manto, pierden su carácter individual, al estar en contacto mutuo en la zona de almacenamiento, convirtiéndose en una matriz de sólidos compactados por la misma presión de los sólidos acumulados.

Se ha determinado que las velocidades de sedimentación pueden ser afectadas por las propiedades de las partículas como son; la forma, el tamaño y la capacidad de floculación de los sólidos en suspensión. Además de estos factores, Andreasen et al. (1996) y Schuler y Jang (2007) señalan que la sedimentabilidad del lodo también puede variar debido a la densidad de las partículas, condición que está relacionada con las características de compresión, y mecánica del flujo de sólidos. Estos autores indican que un aumento de la densidad de las partículas puede generar un aumento de la velocidad de sedimentación. De acuerdo con esto, es posible afirmar que las muestras de lodo utilizadas en los ensayos de sedimentabilidad, presentaron diferentes velocidades de sedimentación, debido a que los lodos estuvieron bajo diferentes tiempos de retención en la zona de almacenamiento, que además de generar concentraciones diferentes de SST para cada muestra lodo, según lo reportado por Wilson (2005), estas condiciones también propiciaron cambios en las propiedades de los flocs como en la densidad y por tanto, en la sedimentabilidad.

Una de las limitaciones en la sedimentación del lodo, citada por Uc et al. (2008) y que fue evidenciada en los seis ensayos de sedimentabilidad del lodo, es el fenómeno que ocurre por la alta concentración de sólidos en una suspensión floculenta, que da lugar a la compresión del lodo. Durante la compresión, la matriz del lodo va perdiendo su estructura de agregado, liberando el líquido atrapado en su interior. Esta condición genera circulación del fluido hacia estratos superiores a través de canales formados entre los intersticios de las partículas que están cayendo, por lo tanto este flujo ascendente, produce que cierta fracción de partículas queden suspendidas, se resuspendan y no sedimenten totalmente (Martin et al., 2011).



El análisis de flujo másico establece el comportamiento hidráulico de la interfaz de manto de lodos con altas concentraciones de sólidos suspendidos. Autores como Balslev (1994), han utilizado una interpretación dinámica del modelo de Vesilind para establecer velocidades de sedimentación, predecir el perfil de concentración de sólidos en la zona de sedimentación, y de esta manera, controlar la concentración de los sólidos en el manto de lodo. La teoría de flujo de sólidos se establece como criterio de diseño de clarificadores secundarios (Takács, 1991). Para el caso de estudio, la teoría de flujo de sólidos se utiliza con la intención de describir o predecir el comportamiento de los lodos en la zona inferior de un clarificador primario a partir de las características y condiciones de sedimentabilidad de muestras de lodo extraídas de la tolva de almacenamiento.

A partir de los datos de las constante k y V_o obtenidos del modelo de Vesilind mostrados en la Tabla 22, se definió que el flujo de sólidos debido a la sedimentación, es el producto de la velocidad de sedimentación de los sólidos de cada ensayo por una concentración de sólidos existente, el comportamiento del flujo de sólidos es mostrado desde la Figura 59 a la Figura 64

Tabla 22. Parámetros del modelo de Vesilind

Parámetros	Unidades	Valor	R ²	Concentración de SST (mg/L) en el lodo primario
Muestreo 1				
Vo	m/h	2,38	0,1217	4550
k	m³/kg	0,1376		
Muestreo 2				
Vo	m/h	51,49	0,9332	28459
k	m³/kg	0,1454		
Muestreo 3				
Vo	m/h	106,99	0,9325	28740
k	m³/kg	0,1794		
Muestreo 4				
Vo	m/h	23,99	0,9446	21230
k	m³/kg	0,2061		
Muestreo 5				
Vo	m/h	108,26	0,6845	15490
k	m³/kg	0,3250		
Muestreo 6				
Vo	m/h	6,61	0,9455	46720
k	m³/kg	0,1037		

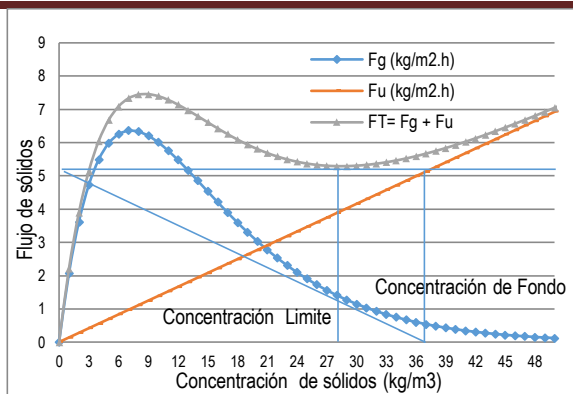


Figura 59. Flujo total de sólidos muestreo No. 1

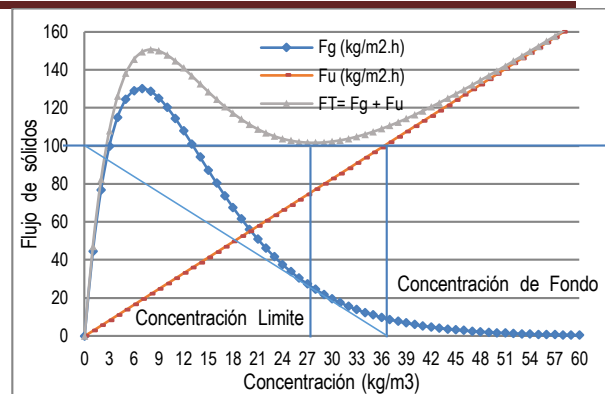


Figura 60. Flujo total de sólidos muestreo No. 2

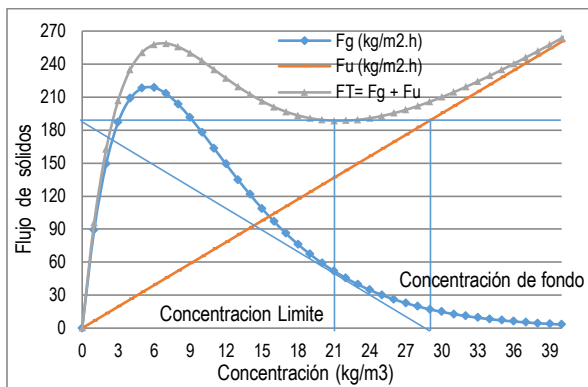


Figura 61. Flujo total de sólidos muestreo No. 3

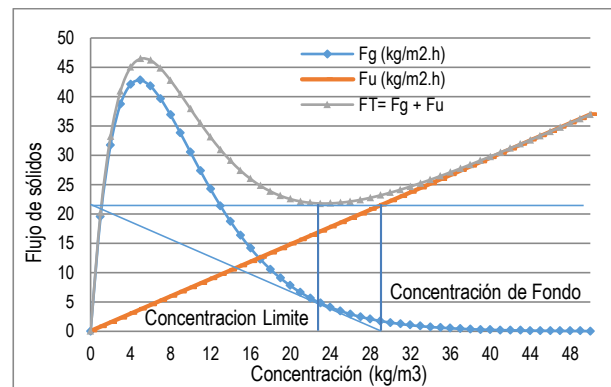


Figura 62. Flujo total de sólidos muestreo No. 4

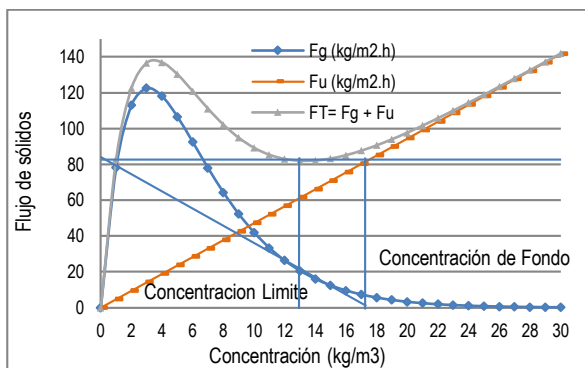


Figura 63. Flujo total de sólidos muestreo No. 5

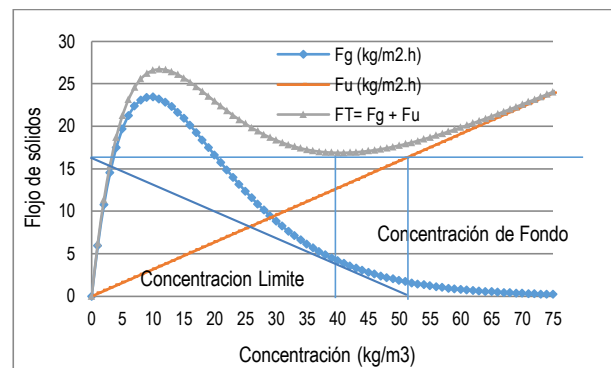


Figura 64. Flujo total de sólidos muestreo No. 6

Como se observa, de los datos obtenidos experimentalmente para el modelo predictivo de Vesilind, las constantes V_o y K de los ensayos 1 y 5, presentaron una baja correlación, pese que no se evidenciaron estudios que evaluaran el modelo de Vesilind para un lodo primario, de acuerdo con Schuler y Jang (2007), la baja correlación puede ser atribuida, tanto a las características de las partículas, como a la dinámica de las mismas en el clarificador. Los ensayos 1 y 5 presentaron las menores concentraciones de SST de los seis

ensayos, de esta condición se puede afirmar, que la sedimentabilidad de los sólidos de un lodo primario de baja concentración, no se ajusta al comportamiento del modelo de Vesilind.

De las constantes calculadas mediante el modelo de Vesilind para los ensayos 2, 3 y 4, es posible definir que el comportamiento de la sedimentabilidad de los sólidos se ajustó al modelo predictivo de Vesilind, afirmación que es demostrada por la alta correlación entre las constante V_0 y K .

Según von Sperling (2001) de las constantes V_0 y K obtenidas para el ensayos 6, se describe un tipo de lodo de lenta sedimentabilidad, afirmación que podría sustentar la hipótesis planteada por Ekama et al. (1997) que establecen que a una mayor concentración de lodo, menor será la velocidad de sedimentación, ya que, fue este ensayo el que presentó la menor velocidades de sedimentación zonal y la mayor concentración de SST, de los 6 ensayos, igual a 46.720 mg/L.

A partir de la teoría del flujo de sólidos, principalmente aplicada para el dimensionamiento y control de unidades de espesamiento y almacenamiento de lodos, se desarrolló el modelo y su interpretación gráfica conforme con el procedimiento expuesto por Metcalf y Eddy (2003). Por medio de dicho modelo se establece la concentración límite de sólidos, como la concentración a la cual las partículas en suspensión han alcanzado su mayor tasa de sedimentación, a partir de este punto, la interfaz solido-liquido desaparece e inicia la compactación del lodo.

Por medio de las gráficas de flujo de sólidos, se estableció la concentración de fondo, en este punto, la interacción entre las partículas es total, las partículas no son soportadas de forma hidráulica, sino que son soportadas por otras partículas. Ramalho (1996) define que en este punto el comportamiento de los sólidos describe el tipo de sedimentación por compresión. Usando este concepto, es posible determinar por medio de la concentración límite y concentración de fondo, un rango de concentración de sólidos suspendidos, en el cual, se puede presentar la sedimentación por compresión para las características del lodo primario de la PTAR-C.

En la Tabla 23 se muestran las concentraciones límite y de fondo, a partir de las gráficas de flujo de sólidos, generadas con base en las condiciones de sedimentabilidad del lodo evaluado en los diferentes ensayos de sedimentabilidad.

Tabla 23. Concentración límite y concentración de fondo a partir de las gráficas de flujo de sólidos

Muestreo	Concentración del lodo (mg/L)	% de sólidos en base seca	Concentración límite (mg/L)	Concentración de fondo (mg/L)
1	4.550	0,45	28.000	38.000
2	28.459	2,79	27.500	37.000
3	28.740	2,82	21.000	29.000
4	21.230	2,08	23.000	30.000
5	15.490	1,52	13.000	17.500
6	46.720	4,58	41.000	53.000

De las gráficas de flujo de sólidos, se evidenció que el lodo del ensayos 1, presentó una concentración de SST menor a la concentración límite, lo que quiere decir que el lodo se evaluó en un estado diluido, comparado con



las concentraciones de los demás ensayos. Se deduce que los ensayos 2, 3 y 4 pueden hacer una descripción ajustada al comportamiento real del flujo de sólidos en la zona inferior del clarificador primario, ya que estos presentaron las mayores correlaciones de las constantes K y Vo del modelo de Vesilind, lo que permitió determinar sobre que rangos de concentración de SST el lodo primario presenta características de un lodo compactado.

Autores como Metcalf y Eddy (2003), von Sperling (2007) definen que el lodo primario presenta un contenido de SST entre 2% al 4% en base seca. Como se pudo observar, al comparar los porcentajes de sólidos en base seca de los ensayos con el rango establecido por la literatura, se encontraron tres valores dentro del rango y de estos, solo dos, las muestras de lodo de los ensayos 2 y 3 presentaron un comportamiento similar.

Es posible afirmar según los valores del porcentaje de sólidos en base seca de las diferentes muestras, que la PTAR-C no realiza un adecuado control de los tiempos de sedimentación del lodo y los tiempos de purga de lodo, condición que puede generar características de un lodo muy concentrado, como el lodo del ensayo 6 que presentó una concentración en base seca mayor al criterio del 4%.

Ramallo (1996) señala que la compactación y espesamiento del lodo, depende del tiempo de sedimentación en el área de almacenamiento de lodo. De las condiciones de las muestras de lodo observadas, es posible afirmar que se presentaron elevados tiempos de sedimentación en la zona de almacenamiento de lodo, que permitieron alcanzar las características de un lodo muy concentrado.

Bouzas et al. (2002) señalan que altas concentraciones de lodo, pueden generar problemas operacionales y afectar el rendimiento del clarificador, debido a la actividad biológica anaerobia que se da rápidamente en mantos de lodo primario, esta actividad causa que la DQO biodegradable particulada se solubilice en ácidos grasos volátiles fácilmente biodegradables, generando sulfuro de hidrógeno, las burbujas de gas producido tienden a resuspender las partículas y a sedimentadas.

La Figura 65 y la Tabla 24 muestran la distribución de tamaño de partículas del lodo primario

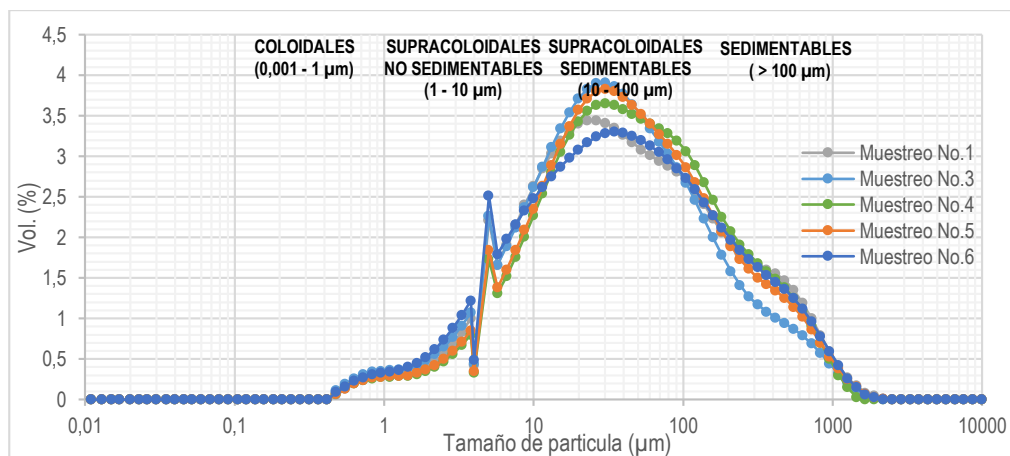


Figura 65. Resultados Análisis de granulometría del lodo primario de los clarificadores de la PTAR –C

Tabla 24. Comportamiento de la distribución de tamaño de partículas en las muestras de lodo primario

Distribución de tamaños de partícula muestra Lodo primario clarificador 2							
Muestreos realizados	Disueltos	Coloidales ²	Supracoloidales	Sedimentables	Supracoloidales ¹ no sedimentables	Supracoloidales ¹ sedimentables	Diámetro promedio μm
	<0.001 μm	0.001 - 1 μm	1 – 100 μm	>100 μm	1 – 10 μm	10 – 100 μm	
	% Volumen.	% Volumen.	% Volumen.	% Volumen.	% Volumen.	% Volumen.	
No.1	-	1,21	69,21	29,58	16,01	53.2	113,601
No.2	-	-	-	-	-	-	-
No.3	-	1,56	74,72	23,72	16.72	58	91,081
No.4	-	1,19	68,67	30,17	13.08	55.59	107,089
No.5	-	1,19	70,57	28,25	13.76	56.81	107,132
No.6	-	1,39	69,33	29,27	17,83	51,5	110,83

¹Categorías de sólidos según la distribución de tamaño de partículas presentado por Ødegaard (1998), Yu (2000), Metcalf y Eddy (2003), Figueiredo (2009)

² El %Vol de partículas coloidales reportado por el método de difracción laser es a partir del diámetro 0,479 μm

Teniendo en cuenta las fracciones de partículas supracoloidales sedimentables y partículas sedimentables de los diferentes muestreos de lodo primario, es posible inferir, que las proporciones obtenidas de las partículas describen que la mayor parte de los sólidos del agua residual afluente al sistema de clarificación de la PTAR-C, debido a los mecanismos de sedimentación, son susceptibles de sedimentar.

La fracción supracoloidal no sedimentable encontrada en las muestras de lodo primario fue del 13.08 %Vol a 18.64 %Vol, esta proporción sugiere que los mecanismos de interacción, agregación y transporte diferencial que caracterizan la sedimentación primaria, posibilitan la sedimentación de las partículas no sedimentables definidas en el rango 1 a 10 μm . Al comparar la fracción supracoloidal no sedimentable del efluente definida entre 14.42 %Vol a 25.47 %Vol (Ver Figura 51 y Tabla 21) con las proporciones de partículas hallada en el lodo primario, es posible afirmar que la fracción de partículas supracoloidales no sedimentables en el efluente se presentaron por diversos factores que interfieren con la sedimentación, como lo son, las corrientes de densidad, los flujos ascendentes y los altos tiempos de retención del lodo que pueden afectar los flujos de masa presentes en el área de recolección y almacenamiento de lodo.

No obstante, se debe aclarar que los resultados de la distribución de tamaño de partículas de las muestras de lodo primario, pudieron haber sido influenciados por diferentes aspectos, como la degradación biológica, compresión y la exposición a cambios de factores ambientales como la temperatura y presión que inciden en sus características fisicoquímicas y microbiológicas. Por tanto, es probable inferir, que asociar el análisis de la distribución de partículas del lodo primario con la distribución de tamaño de partículas del agua residual afluente presenta cierto grado de incertidumbre.

6.6 DIAGNOSTICO DEL DESEMPEÑO DEL SISTEMA DE CLARIFICACIÓN PRIMARIA CONVENCIONAL DE LA PTAR-C

Teniendo en cuenta que las variables o parámetros de diseño de un clarificador primario son la profundidad y el TRH, se debe garantizar el adecuado funcionamiento hidráulico de la tajea de distribución de caudales hacia las baterías (conjunto de cuatro unidades) de los clarificadores de la PTAR-C, ya que de esta unidad depende la estabilidad del TRH de los clarificadores. Según lo consultado y expuesto por el área de operación de la PATR-C, la configuración de la "Tee" de distribución (tajea) no garantiza una adecuada y homogénea distribución de caudales, condición que es relevante cuando sale de operación uno de los ocho clarificadores con los que cuenta la PTAR-C, debido a la sobrecarga de las demás unidades.

Por otro lado, en la información histórica diaria no se especifica el número de clarificadores que se encontraban en operación, por lo cual, no fue posible definir un criterio para eliminar de la base de datos, los días en los que ocurrió sobrecarga de los clarificadores. Esta condición de un clarificador fuera de servicio también se evidenció en los días que se realizaron los 6 muestreos del estudio. De esta manera, la información de los parámetros fisicoquímicos del histórico y de los 6 muestreos realizados no se puede asociar al comportamiento de solo un clarificador, sino, al comportamiento de todo el sistema de tratamiento primario.

Para el diagnóstico del desempeño de la clarificación primaria se identificaron únicamente los datos reportados para la operación de 24 horas en modalidad convencional, es decir, sin adición de ayudantes de coagulación. El periodo evaluado para este análisis fue de enero del año 2009 a junio del año 2014, las variables utilizadas fueron la concentración afluente y efluente (mg/L), la carga afluente, carga reducida en (kg/día) y los porcentajes de reducción (%) de los parámetros DBO₅, DQO y SST definidos en el histórico de datos del comportamiento de la PTAR-C.

En la Tabla 25, se muestra la estadística descriptiva para la concentración afluente y efluente de DBO₅, DQO y SST en mg/L del sistema de clarificación primaria para el periodo enero de 2009 a junio de 2014.

Tabla 25. Información estadística de los parámetros DBO₅, DQO y SST del agua residual afluente (antes de rejillas) y efluente (tajeas) de la PTAR-C

Variable	Unidades	n	Media	σ	Mediana
DBO ₅ Afluente	mg·L ⁻¹	601	168,6	39,08	169
DQO Afluente	mg·L ⁻¹	601	362,16	72,7	362
SST Afluente	mg·L ⁻¹	601	188,37	56,04	178
DBO ₅ Efluente	mg·L ⁻¹	601	108,04	24,91	110
DQO Efluente	mg·L ⁻¹	601	234,1	48,8	231
SST Efluente	mg·L ⁻¹	601	66,48	12,45	65

En la Figura 66 se muestra el histograma y la gráfica de cajas y alambre de la distribución de la concentración afluente de DBO₅, DQO y SST para el periodo evaluado enero de 2009 a junio de 2014. Las frecuencias del histograma presentaron una curva de campana que describe una distribución equitativa de los datos, por lo que

se puede afirmar que la distribución de los datos en diferentes proporciones para cada año del periodo de evaluación, no afecta la representatividad de la media para los parámetros DQO, DBO₅ y SST del periodo de evaluación.

La mediana de los valores afluentes de DQO, DBO₅ y SST para el periodo evaluado establece que la PTAR-C opera con un agua residual de baja concentración, condición que es atribuida a diferentes factores, donde la dilución producida por sistemas de drenaje combinado, la infiltración de otros afluentes como nivel freático, agua de escorrentía pluvial por juntas, uniones defectuosas y rotura de las tuberías es el de mayor relevancia contextual. El aumento de la densidad poblacional, es otro de los factores de relevancia, ya que el constante aumento de la población se traduce en un aumento en la producción de AR.

La Figura 67 muestra la gráfica de cajas y alambre y la serie de tiempo de los porcentajes de reducción de la DBO₅, DQO y SST, durante la operación del sistema de tratamiento primario en la modalidad convencional de la PTAR-C, para cada año del periodo evaluado (enero de 2009 - junio de 2014).

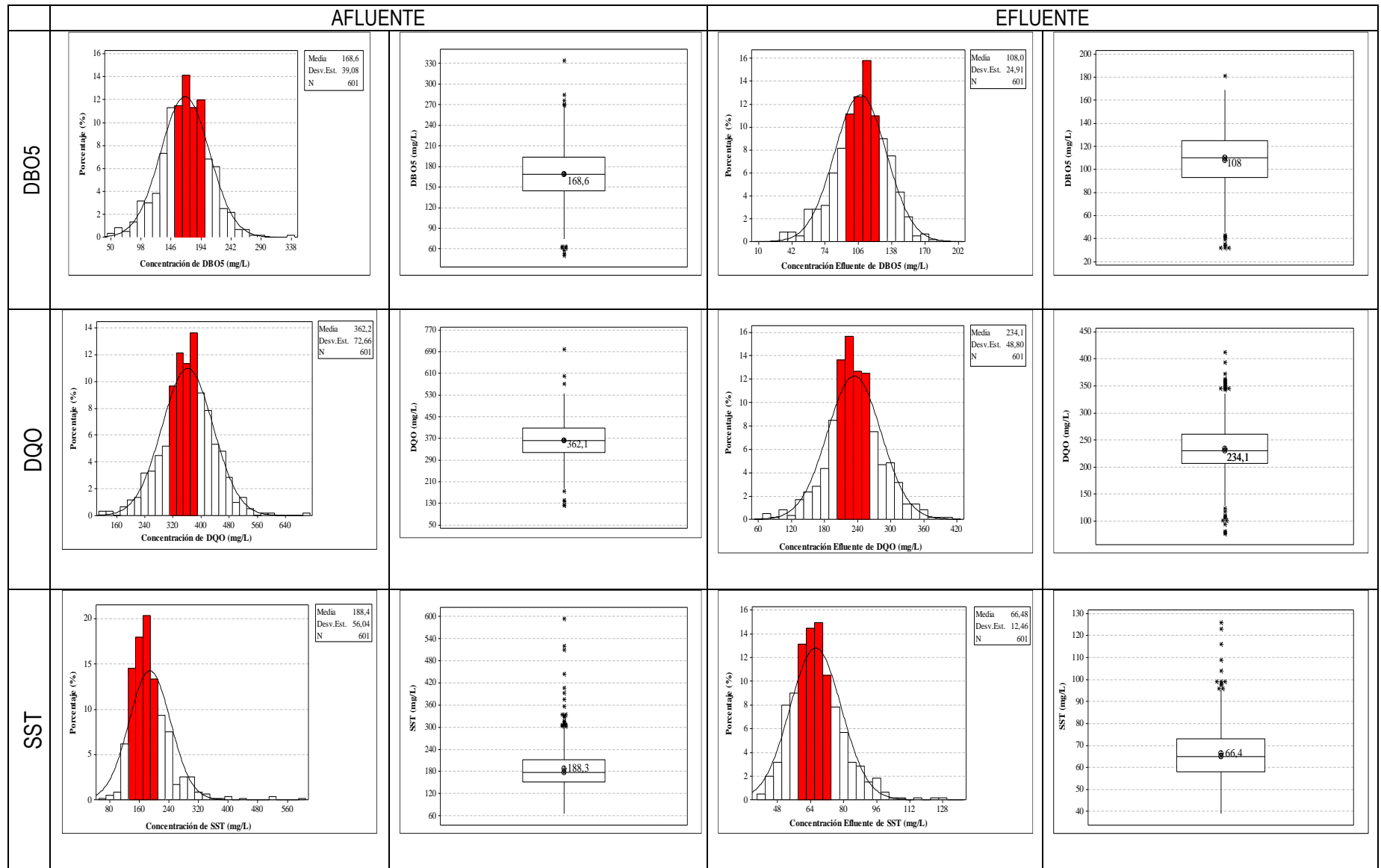


Figura 66. Comportamiento de la concentración de DBO₅, DQO y SST afluente y efluente del sistema de clarificación primaria a la PTAR-C

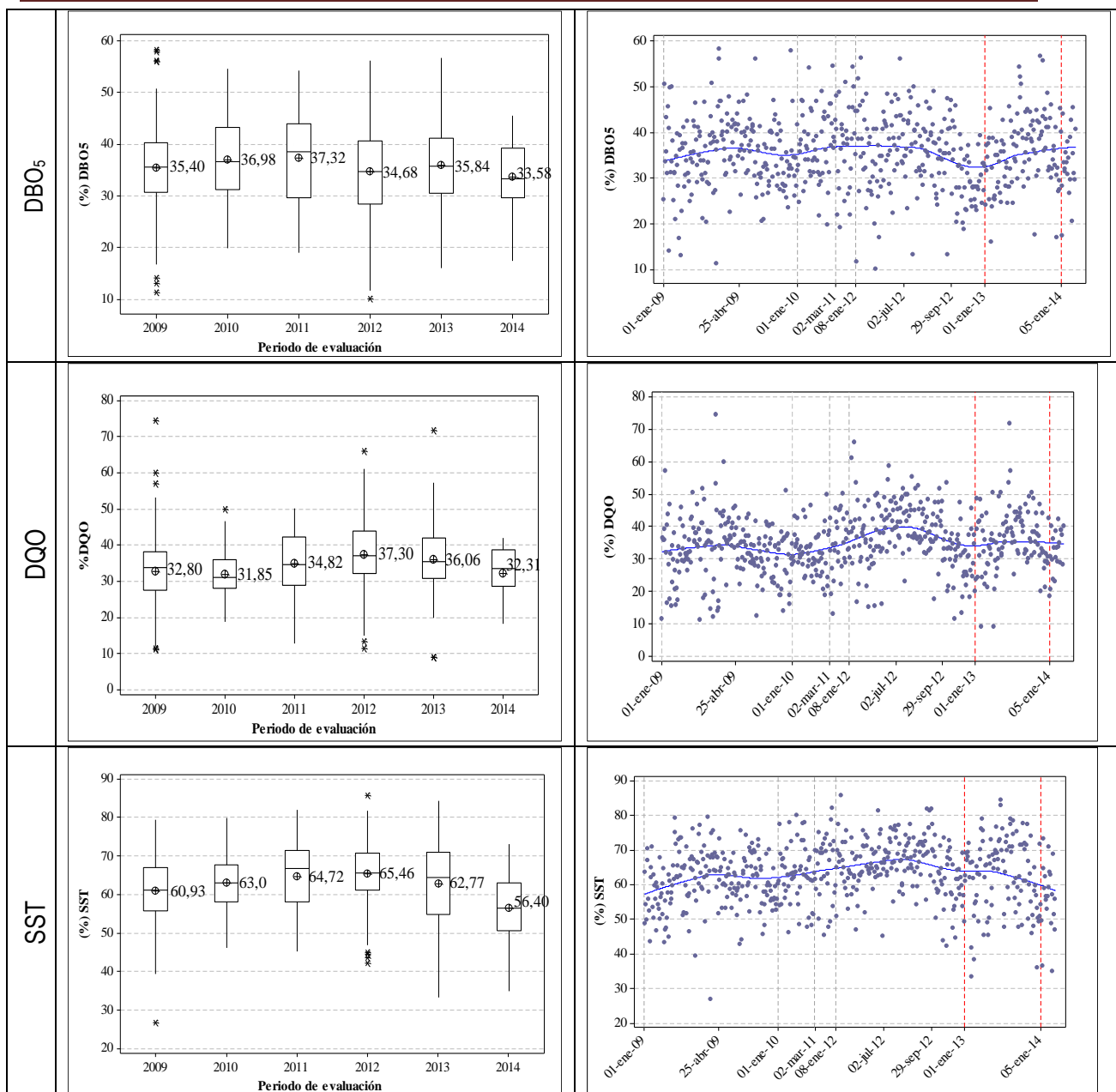


Figura 67. Comportamiento del porcentaje de reducción de la DBO₅, DQO y SST de la PTAR-C

Se observa que la eficiencia de reducción alcanza los valores citados por Metcalf y Eddy, (2003) y Guyer, (2011) para un sistema de tratamiento primario, entre 25% a 40% de reducción de DBO₅, del 50% a 70% para la reducción de SST y de acuerdo con Henze, (2008) una reducción de la DQO del 30% a 50%.

Sin embargo, para los tres parámetros se observa un descenso en las eficiencias de reducción alcanzadas a partir del año 2013. Condición que puede ser resultado de la reducción de la carga afluente, dada por factores

como variaciones hidrológicas, tipo y estado de tubería, longitud de alcantarillado, sistemas de bombeo, factor de infiltración, que inciden en la dilución del agua residual y por tanto, disminuyen el rendimiento de los sistemas de tratamiento (Belhadj et al., 1995). Adicionalmente, se pueden incluir factores operacionales; intervalos prolongados de tiempo entre periodos de purga del lodo y bajos tiempos de retención hidráulico (Ortiz y Matsumoto, 2013).

Con el fin de observar el comportamiento de la carga aplicada en el desempeño de la clarificación primaria, se presenta la Tabla 26 y la Figura 63.

Tabla 26. Información estadística de los parámetros DBO₅, DQO y SST en términos de carga afluente, efluente y reducida de la PTAR-C

Carga	Unidades	n	Media	σ	Mediana
DBO ₅ Afluente	kg.d ⁻¹	601	82.572	19.038	82.555
DQO Afluente	kg.d ⁻¹	601	176.781	35.218	175.301
SST Afluente	kg.d ⁻¹	601	93.427	32.858	88.375
DBO ₅ Efluente	kg.d ⁻¹	601	52.671	11.633	53.131
DQO Efluente	kg.d ⁻¹	601	114.171	23.305	113.641
SST Efluente	kg.d ⁻¹	601	33.036	8.234	32.126
DBO ₅ Reducida	kg.d ⁻¹	601	29.902	11.288	28.667
DQO Reducida	kg.d ⁻¹	601	62.610	23.583	60.722
SST Reducida	kg.d ⁻¹	601	60.391	28.521	55.766

Se observa que el caudal afluente tiende a incrementarse en los años finales del periodo evaluado, por el contrario, las concentraciones de DBO₅, DQO y SST presentan un descenso; condición que describe la dilución del AR. Esta situación es considerada como una de las principales problemáticas del sistema de tratamiento primario, debido a la disminución de la capacidad de interacción entre partículas, que imposibilitan el mecanismo de agregación de las mismas, es decir, el proceso de sedimentación floculenta, tipo de sedimentación predominante en la clarificación primaria (AWWA, 1999 y Wilson, 2005).

Otra de las posibles causas que esté afectando el sistema de tratamiento y originando la disminución de las eficiencias, es el uso de los clarificadores primarios como espesadores de lodo, lo cual se viene desarrollando desde el año 2012, y es a partir de este año que la carga reducida disminuye. Según el área operativa de la PTAR-C, los clarificadores son utilizados bajo esta modalidad, con el fin de generar que los lodos que son dirigidos hacia los digestores, alcancen concentraciones de alrededor de 10.000 mg/L de SST. Para lograr estos valores de concentración se ha definido un tiempo de retención máximo del lodo en el clarificador de 4 horas. Estas condiciones de operación pueden afectar el rendimiento del clarificador, puesto que un tiempo de retención prolongado del lodo primario, favorece la actividad biológica anaerobia, la cual, de acuerdo con Tillman (1991) y Bouzas et al. (2002) las burbujas de gas generadas, pueden causar la resuspensión de las partículas en la columna de agua, disminuyendo la calidad del efluente.

De acuerdo con Albertson y Walz (1997) un aumento considerable del tiempo de retención del lodo, disminuye la eficiencia del clarificador primario, en términos de reducción de SST. Por lo cual, es posible establecer que existe una relación entre el uso de los clarificadores como esperadores de lodo, y la disminución en las cargas reducidas de los parámetros mencionados.

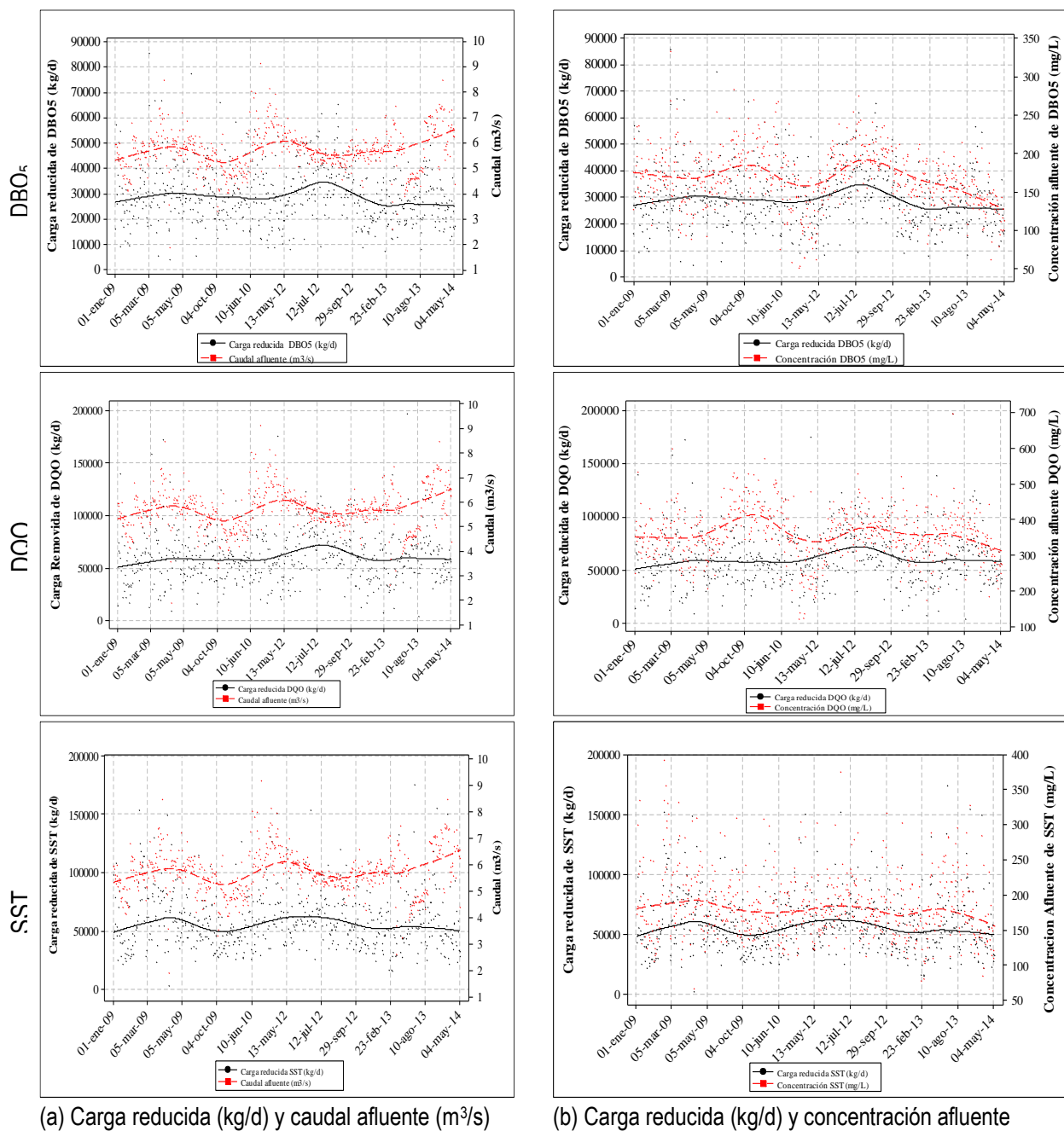


Figura 68. Comportamiento de la carga reducida (kg/d) en función del caudal afluente (m³/s) y la concentración afluente (mg/L)

A pesar del comportamiento anterior, se identifica que la clarificación primaria tiene una capacidad de reducción de carga de DBO₅, DQO y SST alrededor de 29.902 kg/d, 62.610 kg/d y 60.391 kg/d respectivamente, tal como lo presenta la Figura 69.

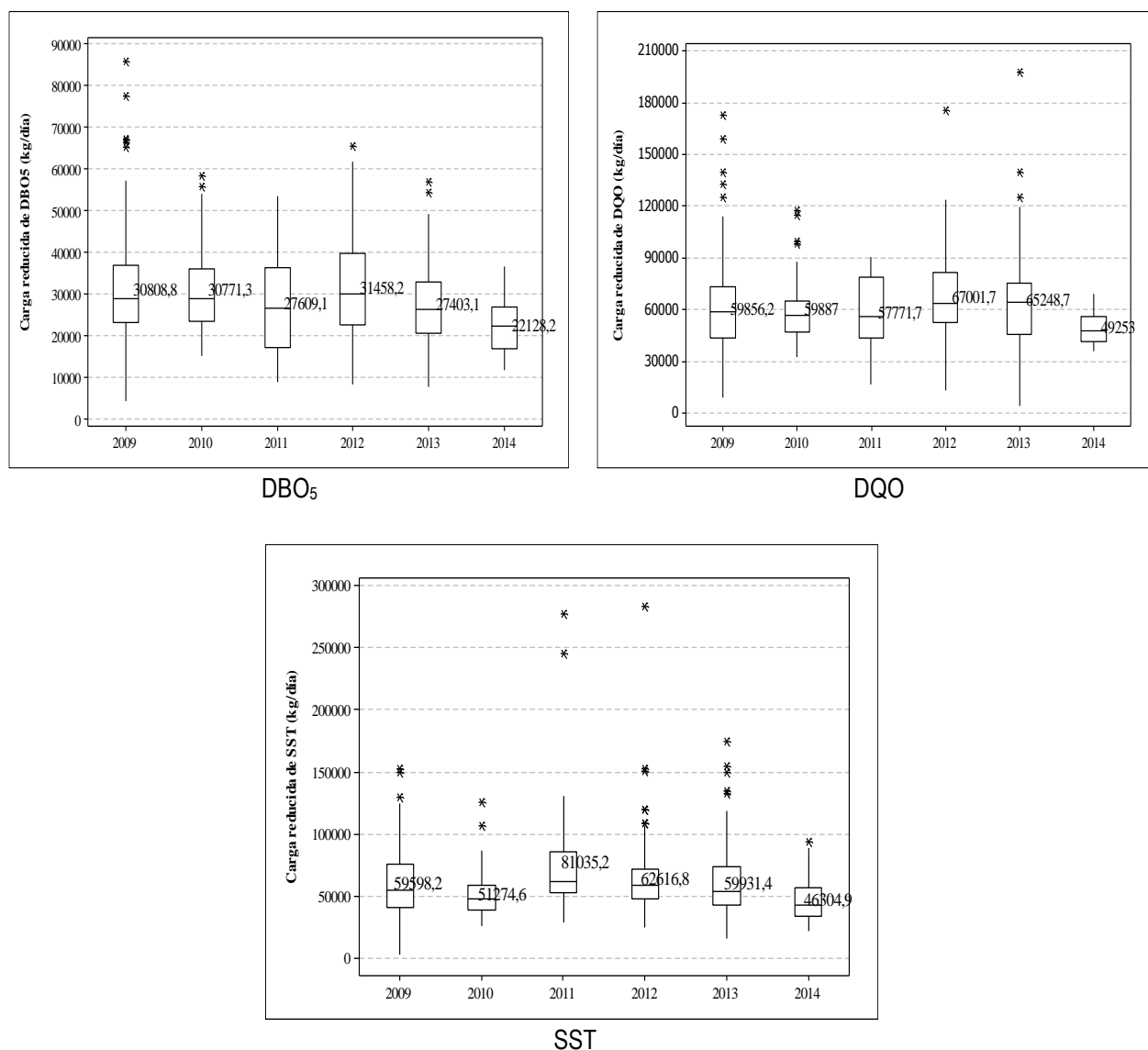


Figura 69. Comportamiento de la carga reducida de DBO₅, DQO y SST para el periodo de evaluación (enero de 2009 a junio de 2014).

Con el fin de definir las condiciones del AR para las cuales se obtiene la mayor carga removida de DQO, DBO₅ y SST asociados a una concentración afluente, se consideraron las cargas y caudales afluentes donde se obtuvieron las mayores eficiencias de reducción o mayores cargas reducidas, mediante la formulación de tablas de variables categóricas y variables asociadas (ANEXO 6).

Para cada rango de concentración afluente, denominado variable categórica, fueron asociados rangos de carga reducida y sobre estos valores, se definió el promedio de los parámetros carga afluente, carga reducida, caudal y eficiencia de reducción. Con esta información se logró establecer las características del AR sobre las cuales se presentaron las mejores eficiencias de reducción.

En la Figura 70 se muestra el comportamiento de la carga afluente y carga reducida (kg/d) de la DBO₅, DQO y SST en función de un rango de concentración afluente, definido según el comportamiento de los datos bajo los cuales se operó con tratamiento convencional.

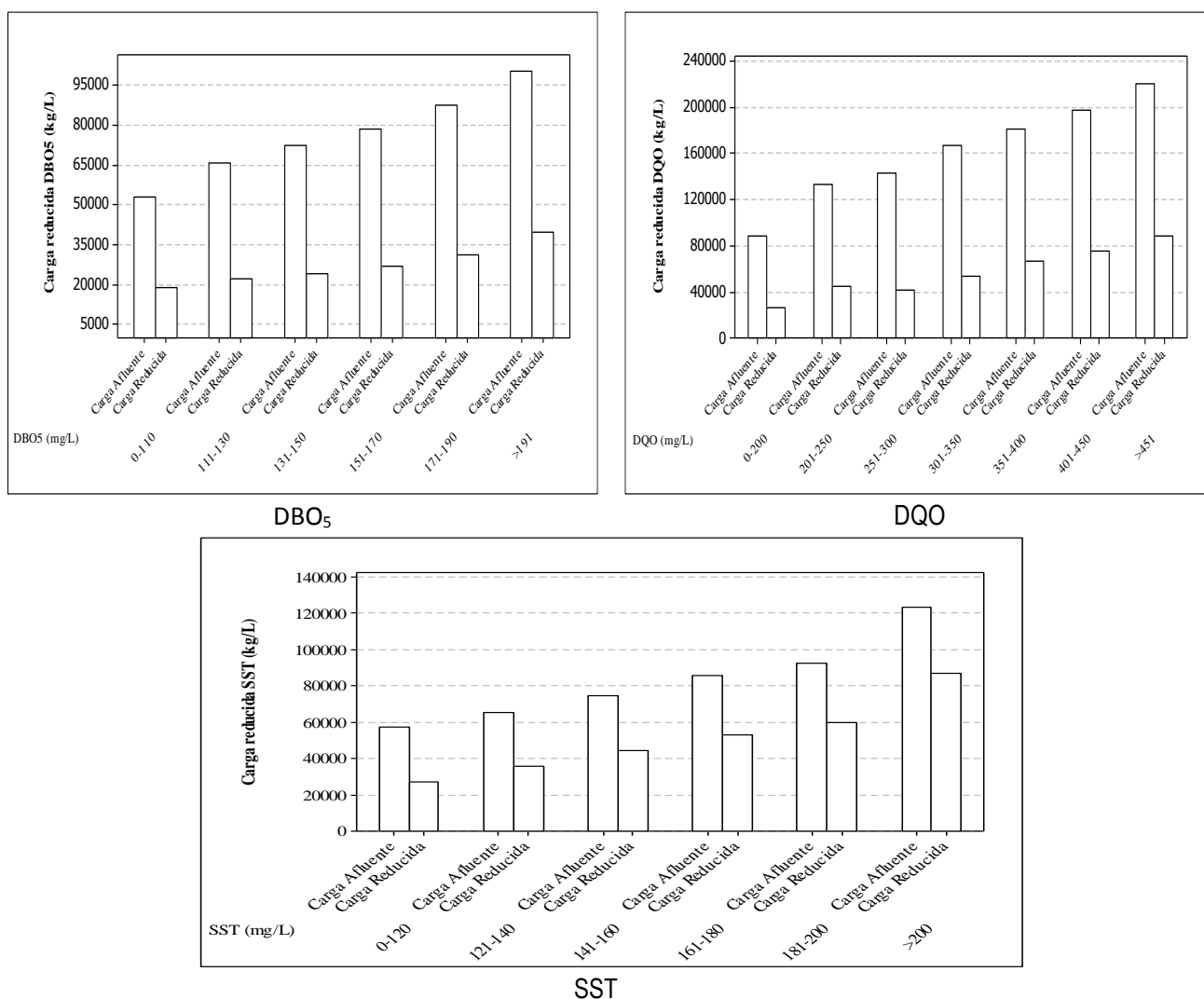


Figura 70. Comportamiento de la carga afluente de SST (kg/d) y carga reducida (kg/d) en función de la concentración afluente (mg/L)

Se observó que para alcanzar eficiencias de reducción de DBO₅ mayores al 30%, el agua residual afluyente a la PTAR-C presentó una concentración de DBO₅ superior a 151 mg/L y un caudal afluyente entre 5 a 6,67 m³/s, características que describen una carga afluyente entre 77.547 a 109.566 kg/d, este comportamiento se evidenció para el 70% de los datos del periodo evaluado. También, se notó que para concentraciones entre 131 y 150 mg/L, las eficiencias de reducción de DBO₅ fueron mayores al 30%, solo si el caudal de AR afluyente se encontraba entre 5,93 a 7,09 m³/s, para una carga de DBO₅ entre 72.571 a 85.414 kg/d, comportamiento que se presentó en el 11% de los datos del periodo evaluado. El 19% de los datos restantes, presentaron un porcentaje de reducción de DBO₅ inferior al 30%, debido a que la concentración de DBO₅ fue inferior a 130 mg/L y/o presentó una carga de DBO₅ menor a 70.000 kg/d.

Las eficiencias de reducción de DQO mayores al 30% se alcanzaron una concentración afluyente mayor de 301 mg/L, y un caudal de AR afluyente entre 5,51 a 6,71 m³/s, parámetros que describen una carga afluyente entre 172.254 a 238.326 kg/d, este comportamiento se evidenció para el 77% de los datos del periodo evaluado. El 23% de los datos restantes, presentó un porcentaje de reducción de DQO inferior al 30%, debido a que la concentración de DQO fue inferior a 300 mg/L y/o presentó una carga de DQO menor a 170.000 kg/d.

Se alcanzaron eficiencias de reducción de SST mayores al 60%, del agua residual afluyente a la PTAR-C que presentó una concentración de SST superior a 161 mg/L y un caudal entre 4,83 a 6,07 m³/s, características que describen una carga afluyente de SST entre 78.120 a 139.786 kg/d, este comportamiento se evidenció para el 68% de los datos del periodo evaluado. Para concentraciones entre 121 a 160 mg/L las eficiencias de reducción se presentaron entre el 50% al 60%, para un caudal promedio de AR afluyente entre 4,46 a 6,18 m³/s, que describen una carga de SST entre 59.135 a 103.735 kg/d, comportamiento que se observó en el 25% de los datos del periodo evaluado. El 6% de los datos restantes presentaron un porcentaje de reducción de SST inferior al 50%, debido a que la concentración de SST fue inferior a 120 mg/L y/o presentaron una carga de SST menor a 58.000 kg/d.

Del análisis de carga reducida se define, que para las características del agua residual de la ciudad de Cali, en promedio la carga de DBO₅, DQO y SST reducida por el sistema de tratamiento primario convencional se encuentra entre 21.897y 36.418 kg/d, 46.197 y 76.368 kg/d y 42.068 a 72.651 kg/d, respectivamente.

7. CONCLUSIONES

- El análisis de los históricos de la PTAR-C para las variables DQO, DBO5 y SST del periodo evaluado (enero de 2009 – junio de 2014) estableció que el agua residual doméstica afluente presenta características de un AR diluida.
- La distribución de tamaño de partículas de los sólidos presentes en el AR de Cali, estableció los sólidos supracoloidales como la fracción de mayor proporción con valores entre 67,71%Vol a 75,68 %Vol, la fracción susceptible de sedimentar fue de 56,19 %Vol a 63,66 %Vol. para los sólidos supracoloidales sedimentables, y de 22,74 %Vol a 30,98 %Vol. para los sólidos sedimentables. Esta proporción de sólidos favorece la sedimentación floculenta, dado que permiten la formación flocs de adecuada sedimentación.
- Se determinó que las velocidades de sedimentación. Para la fracción de los sólidos sedimentables, pueden ser mayores a 1,32 m/h y para la fracción de sólidos supracoloidales sedimentables entre 1,26 y 1,32 m/h.
- La evaluación del ensayo de columnas de sedimentación, demostró que la variación de la temperatura tuvo un efecto sobre la hidrodinámica del proceso de sedimentación, debido a que diferencias $\geq 0,2$ °C produjeron cambios en la concentración de SST, atribuidos a la formación de corrientes de densidad.
- En la condición de concentración de SST entre 76 a 86 mg/L a una temperatura inicial entre 24,5 a 25,1 °C, no ocurrió del fenómeno de barrido, este hecho se asoció a la dilución del agua residual y a las temperaturas que además de ser bajas, permanecieron constantes la mayor parte del ensayo. De lo anterior, se evidenció que a concentraciones y temperaturas bajas, la sedimentación floculenta es afectada negativamente, puesto que se disminuye la interacción entre las partículas.
- Se observó, al comparar la reducción de SST de los diferentes tiempos de floculación, una diferencia significativa en la formación de flócs y consecuente reducción de los SST por acción de los mecanismos de floculación y gravedad. Se estable, que para las características del AR de Cali el tiempo de 20 minutos de floculación se alcanzó una eficiencia en la reducción de SST por encima del 60%, empleando una velocidad de mezcla de 50 rpm, un gradiente de velocidad de 60 s^{-1} y un tiempo de sedimentación de 30 minutos.
- Para las condiciones del ensayo con floculación y sin floculación, se demostró que los mecanismos de floculación tienen un efecto de 5 puntos porcentuales entre las mayores eficiencias alcanzadas para estas condiciones. La evaluación de las eficiencias de SST muestra que para la condición de agua residual con floculación se alcanzaron eficiencias de reducción de SST entre el 63,6% al 74,8%, para la condición sin floculación según el registro histórico de la PTAR-C la eficiencia de reducción de SST se presentó entre el 57,1% al 69,2%.
- La baja proporción de sólidos sedimentables observada en los ensayos de floculación se debe principalmente al mecanismo de floculación y al tiempo de sedimentación de 30 minutos establecido en el ensayo, permitió la sedimentación de las partículas, que aumentaron su tamaño y peso específico, debido a las interacciones propiciadas por los mecanismos de floculación.

- La floculación del AR presentó una fracción de sólidos supracoloidales sedimentables en promedio de 67,1 %Vol, mayor que para la condición sin floculación, con una fracción de 64,4 %Vol, mecanismo que promovió la formación de partículas de mayor tamaño, debido a la agregación de los sólidos, generando un aumento de la fracción de partículas supracoloidales sedimentables.
- Las constantes calculadas mediante el modelo de Vesilind para los ensayos 2, 3 y 4, permitieron definir que el comportamiento de la sedimentabilidad de los sólidos se ajustó al modelo predictivo de Vesilind, afirmación que fue demostrada por la alta correlación entre las constantes V_0 y K .
- De la concentración límite y concentración de fondo obtenidas, se determinó que de los seis ensayos de sedimentabilidad del lodo evaluados, cuatro presentaron características de un lodo compactado.
- Los valores de porcentaje de sólidos en base seca obtenidos de las diferentes muestras, evidenciaron que la PTAR-C no tiene un manejo regular de los tiempos de sedimentación del lodo y de purga. Estos porcentajes describieron características de un lodo concentrado, promovidos por elevados tiempos de sedimentación del lodo.
- La fracción supracoloidal no sedimentable obtenida en el lodo primario de 13.08 %Vol a 18.64 %Vol, sugieren que los mecanismos de interacción, agregación y transporte diferencial que caracterizan la sedimentación primaria, posibilitan la sedimentación de partículas de 1 a 10 μm , definidas como no sedimentables.
- Se observó que el caudal afluente a la PTAR-C incrementó en los años finales del periodo evaluado, por el contrario, las concentraciones de DBO_5 , DQO y SST presentaron un descenso; condición que describe la dilución del AR. Esta situación se consideró como una de las principales problemáticas del sistema de tratamiento primario, debido a la disminución de la capacidad de interacción entre partículas, impiden el mecanismo de agregación de las mismas, es decir, el proceso de sedimentación floculenta, tipo de sedimentación predominante en la clarificación primaria.
- Las eficiencias de reducción alcanzadas para los parámetros DBO_5 , DQO y SST del periodo evaluado, se encuentran dentro de los valores reportados por la literatura para sistemas de tratamiento primario.
- Se identificó que la clarificación primaria del AR de la ciudad de Cali, tiene una capacidad de reducción de carga de DBO_5 , DQO y SST alrededor de 29.902 kg/d, 62.610 kg/d y 60.391 kg/d respectivamente.
- Para alcanzar eficiencias de reducción de DBO_5 mayores al 30%, el agua residual afluente a la PTAR-C presentó una concentración de DBO_5 superior a 151 mg/L y un caudal afluente entre 5 a 6,67 m^3/s , características que describieron una carga afluente entre 77.547 a 109.566 kg/d.
- La reducción de la DQO alcanzó eficiencias superiores al 30% para un AR con concentraciones mayores de 301 mg/L, y un caudal entre 5,51 a 6.71 m^3/s , parámetros que describieron una carga afluente entre 172.254 a 238.326 kg/d.
- La reducción de SST alcanzó eficiencias superiores al 60%, para un AR afluente con concentraciones mayores de 161 mg/L y un caudal entre 4,83 a 6.07 m^3/s , características que describieron una carga afluente de SST entre 78.120 a 139.786 kg/d.

8. RECOMENDACIONES

- Se recomienda la adecuación de la columna de sedimentación de tal forma que el punto de toma de muestra más bajo, conserve la menor distancia al fondo de la columna, de manera que sea posible tomar muestra de los sólidos sedimentados.
- Para la homogenización de la columna de sedimentación, se deberá considerar un instrumento que permita tener una adecuada mezcla longitudinal.
- Con el fin de establecer la presencia de corrientes de densidad en los clarificadores, se recomienda incluir las mediciones de temperatura del agua residual afluente y del agua residual en el clarificador a diferentes alturas como una variable de operación.
- Se recomienda la realización de estudios que tengan como objetivo, proponer modelos predictivos que permitan calificar la sedimentabilidad y compresibilidad de un lodo primario, de acuerdo a sus características particulares.
- Para profundizar en la evaluación de la sedimentabilidad del lodo primario, se recomienda realizar una descripción cualitativa del lodo utilizado como muestra para el análisis de granulometría, pues se observaron elementos de tamaño considerable en las muestras y no fueron descritos en el estudio.

9. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a EMCALI EICE ESP, al área técnica y operativa del departamento de tratamiento, Ingeniera Luz Helena Mora, Ingeniera Gloria Almario; al departamento de recolección Ingeniero Francisco Camacho y departamento de ingeniería Ingeniero Orlando Figueroa, y al grupo ECCA Profesora Jenny Rodríguez y a la estudiante de doctorado Liseth Enríquez por permitirnos la ejecución de los objetivos propuestos.

10. REFERENCIAS

- ABDEL-GAWAD, S. M. y McCORQUODALE, J. A. (1984). Hydrodynamic of circular primary clarifiers. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 11 (2), 299-307.
- ABDEL-MAGID, I. M., MOHAMMED, A. W. H., ROWE, D. R. (1996). *Modeling methods for environmental engineers*. CRC Press. Illustrated Edition. ISBN: 1566701724. pp (544).
- ABOLLINO, O., ACETO, M., MALANDRINO, M., MENTASTE, E., SARZANINI, C., BARBERIS, R. (2002). Distribution and Mobility of Metals in Contaminated Sites. *Chemometric Investigation of Pollutant Profiles*. *Environmental Pollution*, 119: 177.
- ALBERTSON, O. E. y WALZ, T. (1997). Optimizing primary clarification and thickening. *Water environment & technology*, 9 (12), 41-45.
- ALIANZA POR EL AGUA. (2008). *Manual de Depuración de Aguas Residuales Urbanas*. Monográficos Agua en Centroamérica, Ideas amares.
- AL-SAMMARRAEE, M. y CHAN, A. (2009). Large-eddy simulations of particle sedimentation in a longitudinal sedimentation basin of a water treatment plant. Part 2: The effects of baffles. *Chemical Engineering Journal*, 52(2), 315-321.
- ANDREASEN, K. y SIGVARDSEN, L. (1996). Experiences with sludge settleability in different process alternatives for nutrient removal. *Water science and technology*, 33(12), 137-146.
- APHA, AWWA y WEF (2005). *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*. 21 ed. Washington DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- ARBOLEDA, J. (2000). *Teoría y práctica de la purificación del agua*. Volume 1. Mac-Graw Hill. ISBN: 9584100130. pp. 239-247.
- AWWA. (1999). *Water quality and treatment: a handbook of community water supplies*. New York: McGraw-hill.
- AZEMA, N., POUET, M. F., BERHO, C., THOMAS, O. (2002). Wastewater suspended solids study by optical methods. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 204(1), 131-140.
- BAJCAR, T., GOSAR, L., ŠIROK, B., STEINMAN, F., RAK, G. (2010). Influence of flow field on sedimentation efficiency in a circular settling tank with peripheral inflow and central effluent. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 49 (5), 514-522.
- BALMAT, J. L. (1957). Biochemical oxidation of various particulate fractions of sewage. *Sewage and industrial wastes*, 29 (7), 757-761.
- BALSLEV, P., NICKELSEN, C., LYGGAARD-JENSEN, A. (1994). On-line flux-theory based control of secondary clarifiers, *Water Sci Technol*, 30: 209±218.
- BASAK, N. N. (2003). *Environmental engineering*. Tata McGraw-Hill Education. ISBN: 1259082326. pp. 295.
- BELHADJ, N., JOANNIS, C., RAIMBAULT, G. (1995). Modelling of rainfall induced infiltration into separate sewerage *Water Science and Technology*, 32 (1), pp. 161-168. Cited 20 times.

- BERMÚDEZ, J. y CÁRDENAS, C. (2011). Influencia de la clarificación primaria sobre la dinámica de los sólidos en un sistema de lodos activados bajo la modalidad de estabilización por contacto. Tesis de pregrado. Universidad del Valle, Cali.
- BJERRE, H, L. (1996). Transformation of wastewater in an open sewer: the Emscher River, Germany. Ph.D. dissertation, Environmental Engineering Laboratory, Aalborg University.
- MALIK, M (1996). In-sewer treatment of domestic wastewater. Ph.D. Thesis, Department of Civil Engineering, University of Newcastle upon Tyne.
- BLUNDI, C. (1988). Aplicação de métodos alternativos para determinação de matéria orgânica e biomassa em águas residuárias. São Carlos, EESC-USP, 329p (tese doutorado).
- BOUZAS, A., GABALDÓN, C., MARZAL, P., PENYA-ROJA, J., SECO, A. (2002). Fermentation of Municipal Primary Sludge: Effect of Srt and Solids Concentration on Volatile Fatty Acid Production, *Environmental Technology*, 23:8, 863-875.
- BRATBY, J. R. (1981). Optimizing coagulants and flocculant aids for settling. *Journal (American Water Works Association)*, 312-318.
- BRETSCHER, U., KREBS, P., HAGER, W. H. (1992). Improvement of flow in final settling tanks. *Journal of Environmental Engineering*, 118 (3), 307-321.
- BROWN y CALDWELL (2003). Primary Treatment Reliability Project Final Pre-Design Report, Sacramento Regional County Sanitation District, California, February.
- BUSTOS, M. C. (1999). Sedimentation and Thickening: Phenomenological Foundation and Mathematical Theory, Springer.
- CÁNEPA DE VARGAS, L., MALDONADO, V., BARRENECHEA, A., AURAZO, M. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano: plantas de filtración rápida. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Organización Panamericana de la Salud (OPS), Lima, Perú.
- CARDONA, J. y GARCIA, L. (2008). Evaluación del efecto de los microorganismos eficaces (EM®) sobre la calidad de un agua residual doméstica.
- CHAPRA, S. C. (1997). Surface water-quality modeling (Vol. 1). New York: McGraw-Hill.
- CHEKNANE, B., MESSAOUDENE, N. A., NACEUR, M. W., ZERMANE, F. (2005). Fluidized bed flocculation-coagulation of seawater from the Algiers area. *Desalination*, 179(1), 273-280.
- CHRISTOULAS, D. G., YANNAKOPOULOS, P. H., ANDREADAKIS, A. D. (1998). An empirical model for primary sedimentation of sewage. *Environment international*, 24(8), 925-934.
- CISNEROS, J. B. (2007). El agua en América Latina y el Caribe: situación y perspectivas. En: *Latinosan 2007*. Cali (Colombia).
- CRITTENDEN, J. C., TRUSSELL, R. R., HAND, D. W., HOWE, K. J., TCHOBANOGLOUS, G. (2012). *MWH's Water Treatment: Principles and Design*. John Wiley & Sons.
- DAVIS, M. L. (2010). *Water and wastewater engineering*. McGraw-Hill Professional. ISBN: 0071713859- 9780071713856. pp. 1296.
- DEVANTIER, B. A. y LAROCK, B. E. (1987). Modeling Sediment-Induced Density Currents in Sedimentation Basins. *Journal of hydraulic engineering*.
- DÍAZ, M., BUSTOS, M., ESPINOZA, A. (2004). Pruebas de toxicidad acuática: Fundamentos y métodos. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. pp. 94-100.

- DICK, R. I. (1982). Sedimentation since camp. *Journal of the Boston Society of Civil Engineers*, 68, 199-235.
- DROSTE, R. L. (1997). *Theory And Practice Of Water*. University of Michigan. Illustrated Edition. ISBN 0471124443. pp. 800
- DULEKGURGEN, E., DOĞRUEL, S., KARAHAN, Ö., ORHON, D. (2006). Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability. *Water research*, 40(2), 273-282.
- DUQUE, S. P. (2012). Estudio de la influencia de la adición de Cloruro Ferrico en la sedimentabilidad de los fangos activados (Doctoral dissertation).
- ECKENFELDER, W. W. (1989). *Industrial Water Pollution Control*, second ed. McGraw-Hill, New York, 400.
- EKAMA G. A.; BARNARD, J. L.; GUNTHER, F. W.; KREBS, P.; McCORQUODALE, J. A.; PARKER, D. S.; WAHLBERG, E. J. (1997). *Secondary Settling Tanks: Theory, Modelling Design and Operation*, Scientific and Technical Report No.6; International Association of Water Quality: London.
- ELLIS, J.B., (2001). *Sewer Infiltration/Exfiltration and Interactions with Sewer Flows and Groundwater Quality. Interactions with Sewer Flows and Groundwater Quality. Interactions between Sewer, Treatment Plants and Receiving Waters in Urban Areas – INTERUBA II*, pp. 311-319, Lisbon.
- EMPRESAS MUNICIPALES DE CALI – EMCALI EICE ESP. (2002). *Manual de Operación de la Planta de Tratamiento de Agua Residual de Cañaveralejo*.
- EMPRESAS MUNICIPALES DE CALI – EMCALI EICE ESP. (2007). *Resultados de investigación en Agua Potable, Aguas Residuales y Biosólidos, Informe ejecutivo periodo 2005-2007*. EMCALI EICE ESP-UNIVERSIDAD DEL VALLE. Santiago de Cali.
- EMPRESAS MUNICIPALES DE CALI - EMCALI EICE ESP. (2014). *Depto. de Ingeniería de Acueducto y Alcantarillado. Consulta técnica*. Santiago de Cali.
- FARRINGTON, J. W., & QUINN, J. G. (1973). Petroleum hydrocarbons and fatty acids in wastewater effluents. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 704-712.
- FIGUEIREDO, I. (2009). *Avaliação de desempenho do processo CEPT (chemically enhanced primary treatment) no tratamento primário de esgotos domésticos*. Tese (doutorado) Programa de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- FLAMINK, C.A , LANGEVELD, J.B , CLEMENS, F.A. (2005). Aerobic transformations in sewer systems: Are they relevant?. *Water Science and Technology*, 52 (3), pp. 163-170. Cited 5 times.
- FRIAS. M., DE LUXAN. M.P., SANCHEZ. M. I. (1988). *Espectrometría de Difracción por Rayos Laser*. Madrid. España.
- GONG, Z., ALEF, K., WILKE, B. M., LI, P. (2007). Activated carbon adsorption of PAHs from vegetable oil used in soil remediation. *Journal of hazardous materials*, 143 (1), 372-378.
- GOULA, A. M., KOSTOGLU, M., KARAPANTSIOS, T. D., ZOUBOULIS, A. I. (2008a). The effect of influent temperature variations in a sedimentation tank for potable water treatment-A computational fluid dynamics study. *Water research*, 42 (13), 3405-3414.
- GOULA, A. M., KOSTOGLU, M., KARAPANTSIOS, T. D., ZOUBOULIS, A. I. (2008b). A CFD methodology for the design of sedimentation tanks in potable water treatment: Case study: The influence of a feed flow control baffle. *Chemical Engineering Journal*, 140 (1), 110-121.

GRADY, J., LESLIE, C.P., DAIGGER, G.T., LIM, H.C., (1999). Biological Wastewater Treatment, second ed. Marcel Dekker, Inc., New York.

GUSTAFSSON, I. G., (2000). Alternative Drainage Schemes for Reduction of inflow/infiltration – Prediction and Follow-up Effects with the Aid of an integrated Sewer/aquifer Model. In: 1st International Conference on Urban Drainage via internet.

GUYER, J. P. (2011). An Introduction to Primary Wastewater Treatment. CED Engineering.

HENZE, M. (2008). Biological wastewater treatment: principles, modelling and design. IWA publishing. Illustrated Edition. ISBN: 1843391880. pp. 511.

HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; MATSUO, T.; WENTZEL, M. C.; MARAIS, G. V. R.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. (1999). Activated Sludge Model No.2d. Water Science and Technology. Vol .39, N° 1, 165-182.

HILL R. D. (1985) Dynamics and control of solids-liquid separation in the activated sludge process. Ph.D. dissertation, Rice University, Houston, Texas.

HORVATH, I. (1994). Hydraulics in water and wastewater treatment technology. Akademia Kiado, Budapest, Hungary; Wiley, New York.

HRUDEY, S. E. (1981). Activated sludge response to emulsified lipid loading. Water Research, 15(3), 361-373.

HUGGINS, D. L., PIEDRAHITA, R. H., RUMSEY, T. (2005). Use of computational fluid dynamics (CFD) for aquaculture raceway design to increase settling effectiveness. Aquacultural Engineering, 33(3), 167-180.

IFILL, R. O. y ETSSELL, T. H. (2011). Effect of agitation on the settling behaviour of electrocoagulated silica. International Journal of Mineral Processing, 99 (1), 61-69.

INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES - IDEAM (2007). Instructivo para toma de muestras de aguas residuales. Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. pp. 1-17.

JARAMILLO, A. y ARIAS, A. (2001). Tratamiento biológico de las aguas residuales. Universidad de Antioquia. Medellín. Colombia. 467pp.

JORDÃO, E. P. y PESSÔA, C. A. (2011). Tratamento de esgoto doméstico. ABES. Rio de Janeiro, Brasil. ISBN: 8590554511, 9788590554516. pp. 906.

KAHANE, R., NGUYEN, T. y SCHWARZ, M. P. (2002). CFD modelling of thickeners at Worsley Alumina Pty Ltd. Applied Mathematical Modelling, 26 (2), 281-296.

KAIJUN, W., ZEEMAN, G., LETTINGA, G. (1995). Alteration in sewage characteristics upon aging. Water Science and Technology, 31 (7), 191-200.

KIELY, G. (2001). Ingeniería ambiental: fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión. McGraw-Hill, Interamericana de España. ISBN: 844812149X, 9788448121495. pp: 1331.

KIM, H. S., SHIN, M. S., JANG, D. S., LEE, S. I., PARK, J. W. (2005). Numerical study for a secondary circular clarifier with density effect. Environmental Engineering Research, 10 (1), 15-21.

KRISHNAPPAN, B. G., MARSALEK, J., EXALL, K., STEPHENS, R. P., ROCHFORD, Q., SETO, P. (2004). A water elutriation apparatus for measuring settling velocity distribution of suspended solids in combined sewer overflows. *Water quality research journal of Canada*, 39, 432-438.

LEE, C. y LIN, S. D. (2000). *Handbook of Environmental Engineering Calculations*, 2000. New York, NY: McGraw-Hill Companies.

LEE, J.H., BACK, C. W., KIM, J.H., JUN, H.D., JO, D.J., (2009). Development of a decision making support system for efficient rehabilitation of sewer systems. *Water Resources Management* 23, 1725-1742.

LEONARD, N. y A. DASGUPTA, (1998). *Tratamiento de vertimientos industriales y peligrosos. Volumen III de ingeniería medioambiental*. Ediciones Díaz de santos. ISBN: 8479783370, 9788479783372. 848 p.

LEVINE, A.D., TCHOBANOGLOUS, G., ASANO, T. (1991). Size distribution of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability. *Water Res.* 25, 911-922.

LEYVA, P. (1998). *El Medio Ambiente en Colombia. Segunda versión*. IDEAM. Bogotá. 495 pp.

LIU, B., MA, J., LUO, L., BAI, Y., WANG, S., ZHANG, J. (2009). Two-dimensional LDV measurement, modeling, and optimal design of rectangular primary settling tanks. *Journal of Environmental Engineering*, 136 (5), 501-507.

LOBOS-MOYSA, E. y BODZEK, M. (2012). Application of hybrid biological techniques to the treatment of municipal wastewater containing oils and fats. *Desalination and Water Treatment*, 46 (1-3), 32-37.

LUCHO, C.A., ÁLVAREZ, M., BELTRÁN, R.I., PRIETO, F. AND POGGI, H. (2005). A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environmental International*.

LUV, D. y LIPTÁK, B. (1999). *Wastewater treatment*. First Edition. Editorial Lewis. USA, 1269 pp.

MARA, D. (1995). *Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design*. *Water Science & Technology [WATER SCI. TECHNOL.]*. 33.

MARA, D. (1996). *Low cost urban sanitation*. John Wiley & Sons. Illustrated Edition. ISBN: 0471961639, 9780471961635. pp. 223.

MARA, D. y CAIRNCROSS, S. (1990). *Directrices para el uso sin riesgos de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura*. Organización Mundial de la Salud (OMS), Ginebra.

McCORQUODALE, J. A. (1997). *Mathematical Modeling of Settling Tanks*. In *Proc. 6th Educ. Conf., Am. Filtr. Sep. Soc.*, Houston, Texas (p. S21).

MARTÍN, I., SALCEDO, R., FONT, R. (2011). *MECÁNICA DE FLUIDOS Tema 4. Transporte, Cantidad de movimiento solido-fluido*.

MATHIEU, S. y ETIENNE, P. (2000). Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various So/Xo ratios. *Water Research*, 34 (4), 1233-1246.

METCALF, L & EDDY, H. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*, McGraw-Hill.

MINISTERIO DE AGRICULTURA Y DESARROLLO RURAL - MINAGRICULTURA. (2011). *Proyecto: Desarrollo de capacidades en el uso seguro de aguas residuales para agricultura. Reporte nacional*. Bogotá (Colombia): Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE – MINAMBIENTE. (2007). Evaluación Ambiental Estratégica y normas de vertimiento para proteger el recurso hídrico. Colombia: Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE - MINAMBIENTE. (2010). Gestión para el manejo, tratamiento y disposición final de aguas residuales municipales. Guía. Colombia: Ministerio del Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE - MINAMBIENTE. (2015). Resolución No. 0631, "por la cual se establecen los parámetros y valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones". Bogotá DC, Colombia.

MOURATO, S., MATOS, J., ALMEIDA, M.B, HVITVED-JACOBSEN, T. (2003). Modelling in-sewer pollutant degradation processes in the Costa do Estoril sewer system. *Water Science and Technology*, 47 (4), pp. 93-100. Cited 7 times.

NOVOTNY, V. (2003). *Water quality: diffuse pollution and watershed management*. John Wiley & Sons. Illustrated Edition. ISBN: 0471396338, 9780471396338. pp. 864.

ØDEGAARD, H. (1998). Optimized Particle Separation in the Primary Step of Wastewater Treatment, *Water Science and Technology*, 37 (10), pp. 43-53.

OLIVA, U; GIACOMA, G., PÉREZ, M (2008). Estudio de la dinámica de sedimentación de lodos mediante un sistema óptico. *Ingeniería 12-2*, 17-29.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD – OMS (1989). Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura. Ginebra: Organización Mundial de la Salud (Serie de informes técnicos 778).

ORHON, D., ATEŞ, E., SÖZEN, S., ÇOKGÖR, E. U. (1997). Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters. *Environmental Pollution*, 95(2), 191-204.

OROZCO, A. (2005). *Bioingeniería de aguas residuales: Teoría y diseño*. ACODAL, Bogotá, Colombia. ISBN: 9589645453, 9789589645451. pp. 411.

ORTIZ, I. A. S. y MATSUMOTO, T. (2013). Performance evaluation of the ILHA Solteira's city (SP) sewage treatment plant by primary facultative ponds.

PATRY, G. G., y TAKÁCS, I. (1992). Settling of flocculent suspensions in secondary clarifiers. *Water research*, 26(4), 473-479.

PEAVY, H. S., ROWE, D. R. y TCHOBANOGLOUS, G. (1985). *Environmental Engineering*, International Edition, New York.

PEÑA, L. M. V. (1998). *Microfiltración tangencial de agua residual depurada: Mejora del flujo de permeado por inyección de gas* (Doctoral dissertation, Universidad de La Laguna).

PÉREZ, C. J. (1997). Avances en sedimentación. Curso sobre Tecnología de Tratamiento de Agua para Países en Desarrollo. CEPIS. pp. 1-50.

PETSEV, D. N., STAROV, V. M., IVANOV, I. B. (1993). Concentrated dispersions of charged colloidal particles: sedimentation, ultrafiltration and diffusion. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 81, 65-81.

PIRO, P., CARBONE, M., PENNA, N., MARSALEK, J. (2011). Characterization of the settling process for wastewater from a combined sewer system. *Water Res*, 45, 6615-24.

PISANO, W. C. (1996). Summary: United States "sewer solids" settling characterization methods, results, uses and perspective. *Water Sci. Technol.*, 33 (9), 109-115.

PISANO, W. C., THIBAUT, N., FORBES, G. (1990). Vortex Solids Separator. Water Environment & Technology WAETEJ Vol. 2, (5), 64-71.

PISE, C. P., y HALKUDE, S. A. (2011). A Modified Method for Settling Column Data Analysis. International Journal of Engineering & Science Technology, 3(4), 3177-3183.

PISE, C. P., y HALKUDE, S. A. (2014). A study of type – II suspensions with moringa oleifera & alum coagulants using settling column analysis. International Journal of Engineering & Science Technology, 5 (4), 2229-5518.

PISTONESI, C., HAURE J. L. y D'ELMAR, R. (2010). Energía a partir de las aguas residuales In: BLANCA, F. R. B., U.T.N., (eds.). Argentina.

POMEROY, R. D., y LOFY, R. J. (1977). Feasibility study on in-sewer treatment methods. NTIS nr. PB-271445, USEPA, Cincinnati, OH.

POUET, M.F. (1994). Traitement physico-chimiques associés à une microfiltration d'eau usée urbaine. Thèse de doctorat. Sciences et Techniques du Languedoc. Université Montpellier II. Francia

PYE, K., & BLOTT, S. J. (2004). Particle size analysis of sediments, soils and related particulate materials for forensic purposes using laser granulometry. Forensic Science International, 144(1), 19-27.

QASIM, S. R. (1998). Wastewater treatment plants: planning, design, and operation. CRC Press. ISBN: 1566766885. pp. 1126.

RADOIU, M.T., MARTIN, D.I., CALINESCU, I., IOVU, H., (2004). Preparation of polyelectrolytes for wastewater treatment. J. Hazard. Mater. 106, 27–37.

RAMALHO, R. S. (1996). Tratamiento de aguas residuales. Segunda edición. Barcelona: Editorial Reverté. SA, 1996. ISBN: 84-291-7975-5. pp. 705.

RAZMI, A., FIROOZABADI, B., AHMADI, G. (2009). Experimental and numerical approach to enlargement of performance of primary settling tanks. Journal of Applied Fluid Mechanics, 2 (1), 1-12.

REGLAMENTO TÉCNICO DEL SECTOR AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO BÁSICO, RAS (2000). TÍTULO D, "Sistemas de recolección y evacuación de aguas residuales domésticas y pluviales. Bogotá D.C., Colombia.

REYNOLDS, T. y RICHARDS, P. (1996). Unit Operations and Processes in Environmental Engineering, 2nd ed. PWS Publishing, Boston, MA.

RODI, W. (1980) Turbulence Models and Their Application in Hydraulics, IAHR Publication, Delft, Netherlands. Illustrated Edition. ISBN: 9054101504. pp. 124.

ROMERO R., J. (1996). Acuíquímica. Santafé de Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería. Editorial Presencia. pp. 56.

SALAZAR, M., DAGMAR I., QUINTAL B., DOMINGUES A., (2012). Desempeño de reactores UASB bajo condiciones de sobrecargas hidráulicas pluviales.

SÁNCHEZ, J (2008). Estudio estadístico para la obtención de las relaciones necesarias entre parámetros analíticos de las aguas residuales para su caracterización según los modelos matemáticos de fangos activados "Tesis de maestría. Universidad pontificia de valencia. España.

SASTRE, J. A. S. (2005). Tecnologías para la sostenibilidad: procesos y operaciones unitarias en depuración de aguas residuales. EOI Esc. Organiz. Industrial.

- SCHOLZ, M. (2006). Theory of settling. Wetland Systems to Control Urban Runoff. Chapter 8. Amsterdam: Elsevier.
- SCHULER, A. J. y JANG, H. (2007). Density effects on activated sludge zone settling velocities. Water research, 41(8), 1814-1822.
- SHAHROKHI, M., ROSTAMI, F., SAID, M. A. M., YAZDI, S. R. S. (2012). The effect of number of baffles on the improvement efficiency of primary sedimentation tanks. Applied Mathematical Modelling, 36 (8), 3725-3735.
- SHAMBER, D. R. y LAROCK, B. E. (1981) "Numerical Analysis of Flow in Sedimentation Basins," J. Hydr. Div., ASCE, 107 (HY5), 575-591.
- SHAMMAS, N. K., KUMAR, I. J., CHANG, S. Y., HUNG, Y. T. (2005). Sedimentation. Physicochemical Treatment Processes, 379-429.
- SILVA, J., TORRES, P., y MADERA, C. (2008). Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión. Agronomía Colombiana, 26(2), 347-359.
- SINCERO, A. P., y SINCERO, G. A. (2002). Physical-chemical treatment of water and wastewater. CRC Press. ISBN: 1843390280. pp. 832.
- SMOLLEN, M. A., y EKAMA, G. A. (1984). Comparison of empirical settling-velocity equations in flux theory for secondary settling tanks. Water S. A. 10 (4), 175-184.
- SPELLMAN, F. R. (2013). Handbook of water and wastewater treatment plant operations. Illustrated Edition. CRC Press. ISBN:1420075306. pp. 872.
- STAMOU, A. I., ADAMS, E. W., & RODI, W. (1989). Numerical modeling of flow and settling in primary rectangular clarifiers. Journal of hydraulic research, 27 (5), 665-682.
- STAUFER, P., SCHEIDEGGER, A., RIECKERMANN, J. (2012). Assessing the performance of sewer rehabilitation on the reduction of infiltration and inflow. Water research, 46(16), 5185-5196.
- SUAREZ, C. (2010). Tratamiento de aguas residuales municipales en el Valle del Cauca. Tesis de maestría. Universidad del Valle, Cali.
- TAEBI-HARANDY, A. y SCHROEDER, E. D. (2000). Formation of density currents in secondary clarifier. Water Research, 34(4), 1225-1232.
- TAKÁCS, I., PATRY, G. G., NOLASCO, D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process. Water research, 25 (10), 1263-1271.
- TAMAYOL, A., FIROOZABADI, B., AHMADI, G. (2008). Effects of inlet position and baffle configuration on hydraulic performance of primary settling tanks. Journal of Hydraulic Engineering, 134 (7), 1004-1009.
- TAY, A. J. y HEINKE, G. W. (1983). "Velocity and Suspended Solids Distribution in Settling Tanks," J. Water Pollution Control Fed., 55, 261-269.
- TCHOBANOGLOUS, G. y BURTON, F. (1995). Operaciones Físicas Unitarias. Metcalf & Eddy, Ingeniería de Aguas Residuales; tratamiento, vertido y reutilización.
- TEBBUTT, T. H. Y. (2013). Principles of water quality control. Third Edition. Pergamon Press, Oxford. ISBN: 1483285979. pp. 246.

TEBBUTT, T. H. Y. (1979). Primary Sedimentation of Wastewater. Journal (Water Pollution Control Federation), Vol. 51, No. 12 (Dec., 1979), pp. 2858-2867.

TIEHM, A., HERWIG, V., NEIS, U. (1999). Particle size analysis for improved sedimentation and filtration in waste water treatment. Water Sci. Technol. 39, 99–106.

TILLMAN, G. M. (1991). Primary treatment at wastewater treatment plants. CRC Press. Illustrated Edition. ISBN: 0873714288. pp. 115.

TSUKAMOTO, R. (2002). Tratamiento primario avanzado: el paradigma moderno del tratamiento de aguas residuales sanitarias. Acodal, Cali.

UC, J. O., VALLEJOS, G. G., CORTÉS, M. P. (2008). Estudio de la dinámica de sedimentación de lodos mediante un sistema óptico. Ingeniería, 12(2), 17-29.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. (1998). Pollution Prevention Research Strategy. Office of Research and Development. Washington, DC. EPA/600/R-98/123,33p.

vAN HAANDEL, A. y MARAIS, G. (1999). O comportamento do sistema do lodo ativado. Teoria e aplicacoes para projetos e operacao. Campina Grande, Brazil.

vAN HAANDEL, A., y vAN DER LUBBE, J. (2007). Handbook Biological Waste water treatment. Design and optimization of activated sludge systems. Campina Grande, Brazil.

VIE, R., AZEMA, N., QUANTIN, J. C., TOURAUD, E., FOULETIER, M. (2007). Study of suspension settling: A approach to determine suspension classification and particle interactions. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 298(3), 192-200.

VILLACRESES, J., VEGA, J. MATAMOROS, C. (2009). Evaluación de dos casos de estudio del fenómeno de sedimentación en el tratamiento del agua.

VILLEGAS, R. A., y LETTERMAN, R. D. (1976). Optimizing flocculator power input. Journal of the Environmental Engineering Division. Proceedings. ASCE.

VITASOVIC Z. Z. (1986). An integrated control strategy for the activated sludge process. Ph.D. dissertation, Rice University, Houston, Texas.

VOLLERTSEN, J., HVITVED-JACOBSEN, T., MCGREGOR, I., & ASHLEY, R. (1999). Aerobic microbial transformations of pipe and silt trap sediments from combined sewers. Water Science and Technology, 39(2), 233-241.

vON SPERLING, M. (2001). Dimensionamento de lodos ativados por batelada utilizando os princípios da teoria do fluxo de sólidos. Engenharia sanitária e ambiental, 6(3), 147-156.

vON SPERLING, M. (2007). Wastewater characteristics, treatment and disposal, Intl Water Assn.

vON SPERLING, M. y CHERNICHARO, C. A. (2005). Biological wastewater treatment in warm climate regions (Vol. 1). London: IWA.

WAHLBERG, E. J. (2001). WERF/CRTC Protocols for Evaluating Secondary Clarifier Performance. Project 00-CTS-1; Water Environment Research Foundation: Alexandria, Virginia.

WAHLBERG, E. J., WUNDER, D. B., FUCHS, D. C., VOIGT, C. M. (1999). "Chemically Assisted Primary Treatment: A New Approach to Evaluating Enhanced Suspended Solids Removal," proceedings WEFTEC99, New Orleans (CD ROM), Water Environment Federation, Alexandria, Va.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. (2005). Clarifier Design: Manual of practice No. FD-8. Operations and maintenance". McGraw Hill Professional.

WELLS, S. A. (1990). Effect of winter heat loss on treatment plant efficiency. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, 34-39.

WELLS, S. A., y LALIBERTE, D. M. (1998). Winter temperature gradients in circular clarifiers. *Water environment research*, 70(7), 1274-1279.

WHITE, J. B. y ALLOS, M. R. (1976). Experiments on Wastewater Sedimentation. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, Vol. 48, No. 7 (Jul., 1976), pp. 1741-1752.

WILÉN, B. M., NIELSEN, J. L., KEIDING, K., NIELSEN, P. H. (2000). Influence of microbial activity on the stability of activated sludge flocs. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 18(2), 145-156.

WILSON, T. E. (2005). Introduction and overview Water Environment Federation Clarifier Design, Manual of Practice No. FD-8. Proceedings of the Water Environment Federation, 2005 (11), 4412-4416.

WIRAHADIKUSUMAH, R., ABRAHAM, D. M., ISELEY, T., PRASANTH, R. K. (1998). Assessment technologies for sewer system rehabilitation. *Automation in Construction*, 7(4), 259-270.

WITTENBERG, H. y AKSOY, H. (2010). Groundwater Intrusion into Leaky Sewer Systems. *Water Science and Technology*, 62 (1), pp. 92-98. Cited 6 times.

WONG, K. B., y PIEDRAHITA, R. H. (2000). Settling velocity characterization of aquacultural solids. *Aquacultural Engineering*, 21(4), 233-246.

WU, J., & HE, C. (2010). Experimental and modeling investigation of sewage solids sedimentation based on particle size distribution and fractal dimension. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 7(1), 37-46.

YU, I. (2000). Bench-Scale Study of Chemically Enhanced Primary Treatment in Brazil. Thesis (Master of engineering) Massachusetts Institute of Technology. Publishing.

ZHANG, Z. B., ZHAO, J. F., XIA, S. Q., LIU, C. Q., KANG, X. S. (2007). Particle size distribution and removal by a chemical-biological flocculation process. *Journal of Environmental Sciences*, 19 (5), 559-563.

ZHOU, S., MCCORQUODALE, J. A., VITASOVIC, Z. (1992). Influences of density on circular clarifiers with baffles. *Journal of environmental engineering*, 118 (6), 829-847.

11. ANEXOS

Los anexos presentados se encuentran adjuntos en formato digital (CD).

ANEXO 1. Información históricos periodo enero de 2009 a junio de 2014.

ANEXO 2. Resultados experimentales de los ensayos de floculación.

ANEXO 3. Datos para la realización de las gráficas interfase sólido-líquido.

ANEXO 4. Variables de sedimentabilidad del lodo.

ANEXO 5. Velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos, resultados de las regresiones lineales.

ANEXO 6. Concentración afluente de SST (mg/L) y variables asociadas; cargas afluente, carga reducida, caudales afluentes y eficiencias de reducción.